ÉBAUCHE POUR
COMMENTAIRES DU PUBLIC

DRAFT FOR
PUBLIC COMMENTS

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

LISTE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT PRIORITAIRE

RAPPORT D'ÉVALUATION

Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain)

Environnement Canada
Santé Canada

Juillet 2000

TABLE DES MATIÈRES

SYNOPSIS 9

1.0 INTRODUCTION 12

2.0 IDENTITÉ ET CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION 15

2.1 MINES ET USINES D'EXTRACTION D'URANIUM 16
2.2 INSTALLATIONS DE RAFFINAGE ET DE CONVERSION DE L'URANIUM 18
2.3 CENTRALES NUCLÉAIRES 19
2.4 INSTALLATIONS DE GESTION DES DÉCHETS NUCLÉAIRES 19

3.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS ET DE L'EXPOSITION ET ANALYSE DU RISQUE 20

3.1 ANALYSE DES TRAJECTOIRES 21
3.2 CRITÈRES D'EFFET ET VARIABLES D'EFFET DE L'ÉVALUATION 22
3.2.1 Uranium 22
3.2.2 Rayonnement ionisant 23
3.3 URANIUM 24
3.3.1 Caractérisation des effets 24
3.3.1.1 Voies d'ingestion et biocinétique 24
3.3.1.2 Mammifères et oiseaux terrestres 26
3.3.1.3 Plantes terrestres 27
3.3.1.4 Invertébrés vivant dans le sol 28
3.3.1.5 Organismes pélagiques aquatiques 28
3.3.1.6 Invertébrés benthiques (benthos) 30
3.3.2 Caractérisation de l'exposition et analyse des risques 31
3.3.2.1 Méthode biocinétique utilisée pour la faune 31
3.3.2.2 Mines et usines d'extraction d'uranium 33
3.3.2.2.1 Mines de la région d'Elliot Lake 33
3.3.2.2.2 Lac Beaverlodge, Saskatchewan 34
3.3.2.2.3 Mine du lac Cluff, Saskatchewan 35
3.3.2.2.4 Lac Rabbit, Saskatchewan 36
3.3.2.2.5 Lac Key, Saskatchewan 37
3.3.2.2.6 Conditions de référence — pré-exploitation, Saskatchewan 38
3.3.2.3 Installations de raffinage et de conversion de l'uranium et de gestion des déchets 40
3.3.2.3.1 Blind River, Ontario 40
3.3.2.3.2 Port Hope, Ontario 41
3.3.2.3.3 Installation de gestion des déchets de Port Granby, Ontario 42
3.3.2.3.4 Installation de gestion des déchets de Welcome, Ontario 43
3.3.2.3.5 Laboratoires de Chalk River, Ontario 44
3.3.2.4 Résumé et conclusions 44
3.4 RAYONNEMENT IONISANT 44

3.4.1 Caractérisation des effets *46*
3.4.1.1 Mammifères 48
3.4.1.2 Amphibiens et reptiles 49
3.4.1.3 Poissons 50
3.4.1.4 Invertébrés 52
3.4.1.4.1 Terrestres 52
3.4.1.4.2 Aquatiques 53
3.4.1.5 Plantes 53
3.4.1.5.1 Terrestres 53
3.4.1.5.2 Aquatiques 55
3.4.1.6 Calcul des quotients de risque pour les effets possibles du rayonnement 55
3.4.1.7 Facteurs de conversion de la dose (FCD) et hypothèses 57
3.4.1.8 Efficacité biologique relative (EBR) des émetteurs alpha et du tritium 58
3.4.2 Caractérisation de l'exposition aux rayonnements et analyse du risque *60*
3.4.2.1 Mines et usines d'extraction d'uranium 60
3.4.2.2 Raffineries et installations de conversion d'uranium et installations de gestion des déchets 62
3.4.2.3 Centrales nucléaires 63
3.5 EFFETS ATMOSPHÉRIQUES ABIOTIQUES 64
4.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999 65
4.1 CONSIDÉRATIONS POUR LE SUIVI (MESURES À PRENDRE) 65
5.0 RÉFÉRENCES 67
GLOSSAIRE 81

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Résumé des études de toxicité de l'uranium rapportées dans la documentation.....85
Tableau 2: Toxicité aiguë de l'uranium pour les poissons de la liste donnée dans Bird *et al.* (2000)....86
Tableau 3 : Toxicité aiguë et chronique de l'uranium pour les invertébrés de la liste donnée dans Bird *et al.* (2000). 87
Tableau 4 : Résumé des VCT et VESEO calculées pour l'uranium dans la faune et le biote aquatique .88
Tableau 5 : Exposition de fond à l'uranium estimée pour des espèces représentatives de la Saskatchewan.....89
Tableau 6 : Effets possibles de l'uranium dans le bassin versant de la région de la rivière Serpent/Lac Elliot sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote.....90
Tableau 7 : Effets possibles de l'uranium dans la région du lac Beaverlodge sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote.....91
Tableau 8 : Effets possibles de l'uranium dans la région du projet du lac Cluff sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote.....92
Tableau 9 : Effets possibles de l' uranium dans la région du projet du lac Rabbit sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote.....93
Tableau 10 : Effets possibles de l' uranium dans la région du projet du lac Key sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote.....94
Tableau 11 : Effets possibles de l'uranium sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons aux concentrations de fond maximum mesurées dans l'eau, les sédiments, les poissons, les macrophytes, le sol et les petits mammifères dans la région des lacs Cigar, McClean, Midwest Joint Venture et de la rivière McArthur 95
Tableau 12 : Effets possibles de l'uranium dans les raffineries d'uranium et les installations de gestion des déchets sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations moyennes d'uranium dans l'eau, les sédiments et le sol et le biote.....96
Tableau 13 : Effets potentiels des concentrations maximum d'uranium récentes mesurées dans le sol près de la raffinerie d'uranium de Port Hope 97
Tableau 14 : Limites inférieures des effets de l'exposition aux rayonnements rapportées dans les revues internationales.....97
Tableau 15 : Effets des doses aiguës de rayonnements sur la survie aux premiers stades de la vie des poissons exprimés en une DL_{50} en Gy 98
Tableau 16 : Résumé des VESEO utilisées pour évaluer la toxicité potentielle de l'exposition du biote autre qu'humain aux rayonnements près des installations nucléaires canadiennes.....99
Tableau 17 : Facteurs de concentration maximum et moyennes géométriques (MG) ($L \cdot kg^{-1}$ ph) entre l'eau et le biote pour prévoir les concentrations de radionucléides dans le biote à partir des concentrations aqueuses de radionucléides.....100

Tableau 18 : Plage de valeurs de l'efficacité biologique relative (EBR) du tritium (HTO) pour diverses variables d'effet (données extraites de Straume et Carsten, 1993) 101
Tableau 19 : Quotients de risque (QR) réalistes calculés pour la toxicité potentielle des radionucléides rejetés par les mines et les usines d'extraction dans l'environnement 102
Tableau 20 : Dose de rayonnement et quotients de risque (QR) prudents pour une souris exposée à des émissions de ^{222}Rn dans l'atmosphère des mines d'uranium et des installations de gestion des résidus 103
Tableau 21 : Quotients de risque (QR) calculés pour les rejets de radionucléides des raffineries d'uranium et des installations de gestion des déchets 104
Tableau 22: Quotients de risque (QR) prudents, sauf pour les valeurs marquées d'un R (réaliste), pour la toxicité potentielle des radionucléides rejetés par les centrales nucléaire (CN) 105

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Radionucléides de la famille radioactive de l'^{238}uranium et du ^{232}thorium avec demi-vies et mode de désintégration (Baweja *et al.*, 1987) 17

LISTE DES ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

a	annum (année)
Ac	actinium
ADN	acide désoxyribonucléique
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
AQT	apport quotidien total
As	arsenic
BBD	bris de brin double
BBS	bris de brin simple
Bi	bismuth
Bq	becquerel
C	carbone
CANDU	Canadian Deuterium Uranium
CCEA	Commission de contrôle de l'énergie atomique
CCSN	Commission canadienne de sureté nucléaire
Cd	cadmium
Ce	cérium
CIPR	Commission internationale de protection radiologique
CIRG	champ d'irradiation au rayonnement gamma
CL_{50}	concentration létale médiane
CN	centrale nucléaire
CNRC	Conseil national de la recherche du Canada
Co	cobalt
CP	concentration préalable
Cr	chrome
Cs	césium
CSEO	concentration sans effet observé
CT	coefficient de transfert
Cu	cuivre
CWS	Service canadien de la faune
DEG	dose ayant un effet grave
DL_{50}	dose létale médiane
DME	dose minimale ayant un effet
DMENO	dose minimale ayant un effet nocif observé
EACL	Énergie atomique du Canada Limitée
EBR	efficacité biologique relative
eV	électron volt
F	fluor
FC	facteur de concentration
FCD	facteur de conversion de la dose
Fe	fer

f_i	facteur d'absorption
g	gramme
GHT	gaz hydrogène tritié
Gy	gray
h	heure
H	hydrogène
ha	hectare
HTO	eau tritiée (oxyde de tritium)
I	iode
$I_{aliments}$	ingestion d'aliments
ICM	installation centrale de maintenance
I_{eau}	ingestion d'eau
IGDPG	installation de gestion des déchets de Port Granby
IGDW	Installation de gestion des déchets de Welcome
$I_{sol/sédiment}$	ingestion de sol/sédiments
IGD	installation de gestion des déchets
IGR	installation de gestion des résidus
j	jour
J	joule
K	potassium
K_d	coefficient de distribution
kg	kilogramme
km	kilomètre
L	litre
LC	limite de confiance
LCPE 1999	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999*
LCPE	*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
LCR	Laboratoires de Chalk River
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
LSIP2	Liste des substances d'intérêt prioritaire nº 2
µ	micro- (préfixe)
µm	micromètre
m	milli- (préfixe)
m^3	mètre cube
mg	milligramme
MG	moyenne géométrique
Mn	manganèse
MWe	mégawatt électrique
Nb	niobium
NCRP	*National Council on Radiation Protection and Measurement*
Ni	nickel
NRU	Réacteur national de recherche universel

NSEO	niveau sans effet observé
OPG	*Ontario Power Generation*
Pb	plomb
pc	poids corporel
ph	poids humide
Pr	praséodyme
ps	poids sec
QR	quotient de risque
Ra	radium
Rn	radon
Ru	rubidium
Sb	antimoine
SOGDR	site des opérations de gestion des déchets radioactifs
Sr	strontium
Sv	sievert
Th	thorium
TLE	transfert linéique d'énergie
^{3}H	tritium
U	uranium
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants
VCT	valeur critique de la toxicité
VEE	valeur estimée de l'exposition
VESEO	valeur estimée sans effet observé
WCEM	Modèle d'exposition des espèces sauvages à des contaminants
Zn	zinc
Zr	zirconium

SYNOPSIS

Les effets des rejets de radionucléides des installations nucléaires sur les espèces autres que l'être humain ont été évalués. Les installations nucléaires couvrent tous les aspects de la production du combustible uranium (U), de l'extraction et du broyage à la production d'énergie et la gestion des déchets. Bien que les installations nucléaires rejettent des substances non radioactives (par exemple, des métaux, des produits chimiques organiques), les effets de telles substances non radioactives n'ont pas été considérés dans la présente évaluation.

On a effectué des évaluations par secteur à cause de la vaste gamme d'activités et de processus qui entraînent des rejets de radionucléides ayant des demi-vies et des propriétés chimiques, biologiques et environnementales différentes. Les secteurs et le nombre d'installations considérés sont cinq mines et usines d'extraction de l'uranium, deux usines de raffinage et de conversion, trois installations de gestion des déchets (IGD) et cinq centrales nucléaires. On n'a pas inclus les installations de production de l'eau lourde parce qu'elles ne comportent pas de production, d'utilisation ou de rejet de radionucléides.

Pour les mines d'U, ce sont les rejets d'uranium et de thorium ainsi que des produits de filiation de leur chaîne de désintégration qui préoccupent, alors que les radionucléides d'U sont la principale préoccupation pour les rejets des usines de raffinage et conversion de l'U. Les radionucléides qui préoccupent dans les zones de gestion des résidus sont surtout le ^{226}Ra et l'U, bien que d'autres radionucléides (comme le tritium [^{3}H], le ^{14}C, le ^{60}Co, le ^{90}Sr et le ^{137}Cs) soient aussi importants dans certaines IGD.

Les produits de fission et d'activation rejetés par les centrales nucléaires sont le ^{3}H, le ^{14}C, le ^{51}Cr, le ^{54}Mn, le ^{59}Fe, le ^{60}Co, le ^{65}Zn, le ^{90}Sr, le ^{95}Zr, le ^{106}Ru, le ^{124}Sb, le $^{124-135}$I, le ^{137}Cs et le ^{144}Ce. Les rejets de radionucléides de ces installations se font surtout dans l'atmosphère et dans l'eau. Les émissions dans l'atmosphère créent des retombées de radionucléides sous forme de particules et provoquent une augmentation du balayage des radionucléides du panache à une certaine distance de la source. Les radionucléides mobiles comme les gaz inertes se dispersent rapidement et leur concentration égale les concentrations de fond à courte distance (quelques kilomètres) de la source. La plus grande partie des radionucléides rejetés réagissent aux particules et migrent de l'eau vers les sédiments ou de l'air vers le sol.

Les rejets évalués possèdent deux modes d'action toxique : la toxicité chimique des éléments rejetés et la toxicité radiologique des radionucléides rejetés. Seul l'U peut avoir une toxicité chimique, le mode normal de toxicité des polluants environnementaux. La toxicité radiologique varie selon la dose de rayonnement et celle-ci est constituée de la dose interne produite par des radionucléides incorporés aux tissus et de la dose externe produite par des radionucléides qui emettent un rayonnement adjacent à l'organisme.

Pour ce qui est de la toxicité de l'U, la plupart des rejets viennent du début et de la fin de la chaîne de production du combustible nucléaire, soit l'extraction et le broyage de l'uranium et la gestion de ses déchets. La comparaison des valeurs d'exposition réalistes avec les valeurs estimées n'ayant

aucun effet observé (VESEO) indique qu'il existe un potentiel d'effets nuisibles localisés pour certains organismes dans plusieurs zones d'extraction et de broyage et dans deux des trois installations de gestion des déchets examinées.

Les risques pour le biote posés par l'exposition au rayonnement ionisant sont également plus sérieux pour l'extraction et le broyage de l'U, la comparaison des valeurs réalistes de l'exposition aux valeurs estimées n'ayant aucun effet observé révélant que des dommages localisés peuvent être causés à certaines installations. On ne s'attend pas à ce que le rayonnement ionisant émis par les réacteurs nucléaires cause de dommages environnementaux. On ne s'attend pas non plus à ce que les rejets de deux installations de gestion des déchets causent une exposition du biote à des quantités nuisibles de rayonnement ionisant. Toutefois, le biote peut subir les effets d'une exposition au rayonnement ionisant à l'une des IGD examinée. On ne s'attend pas à ce que le rayonnement ionisant des rejets courants des usines de raffinage et de conversion de l'U provoquent des dommages environnementaux. Bien qu'il soit possible que le rayonnement ionisant cause des dommages aux organismes aquatiques près d'une raffinerie d'U, ceux-ci sont sans doute attribuables à la gestion des déchets et aux pratiques opérationnelles des décennies passées.

La contribution des radionucléides à la formation d'ozone au niveau du sol, à l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et aux changements de climat est négligeable.

À la lumière des données disponibles sur l'exposition à l'uranium et au rayonnement ionisant, on a conclu que (i) les rejets de radionucléides des mines, des usines d'extraction et des installations de gestion des déchets d'uranium entrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique; (ii) les rejets de radionucléides des installations de raffinage et de conversion de l'uranium ainsi que des réacteurs de puissance et de recherche n'entrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement et sur sa diversité biologique et (iii) les rejets de radionucléides des installations nucléaires n'entrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui mettent ou peuvent mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. En conséquence, on propose que les rejets de radionucléides des mines, des usines de traitement et des zones de gestion des déchets d'uranium soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999* (LCPE 1999)

On recommande que soit considérée comme priorité la recherche de solutions de rechange en vue de réduire les rejets de radionucléides des mines, des usines d'extraction et de broyage de l'uranium ainsi que des installations de gestion des déchets. Des discussions ont été entamées avec la Commission canadienne de sureté nucléaire (CCSN) (antérieurement la Commission de contrôle de l'énergie atomique [CCEA]) en vue de déterminer s'il sera possible de gérer les rejets dans le cadre de la nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*. On propose que le processus de gestion

des risques soit formalisé dans le protocole d'entente présentement en négociation entre Environnement Canada et la CCSN.

De nouvelles recherches sur les VESEO de l'exposition au rayonnement des espèces autre que l'être humain devraient être une priorité. Elles devraient couvrir les effets génétiques des doses de rayonnement pertinentes à l'environnement et les effets des émetteurs alpha sur les variables d'effet pertinentes à l'environnement afin de vérifier que le facteur de pondération utilisé pour rendre compte de la plus grande efficacité biologique des émetteurs alpha est bien approprié. Dans les évaluations pour la LSIP2, les données sur les effets génétiques ne sont pas pris en compte lors de la détermination des VESEO parce que leur signification au niveau des populations (santé et survie) est difficile à évaluer. Par conséquent on devrait aussi donner priorité à la recherche en vue d'augmenter les connaissances sur l'importance écologique des effets génétiques et leur considération dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques des contaminants radioactifs et non radioactifs.

1.0 INTRODUCTION

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE 1999) exige des ministres fédéraux de l'Environnement et de la Santé qu'ils préparent et publient une liste des substances d'intérêt prioritaire, identifiant les substances chimiques, les groupes de substances chimiques, les effluents et les déchets, qui peuvent être nocifs pour l'environnement ou constituer un danger pour la santé humaine. La Loi exige également des deux ministres qu'ils évaluent ces substances et qu'ils déterminent si elles sont « toxiques » au sens de l'article 64 de la Loi :

> [...] est toxique toute substance qui pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à :
> *a*) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique ;
> *b*) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie ;
> *c*) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les substances dont l'évaluation révèle la toxicité au sens de l'article 64 peuvent être inscrites dans l'annexe I de la loi, et on peut envisager, à leur égard, d'éventuelles mesures de gestion du risque, par exemple un règlement, des lignes directrices, des plans de prévention de la pollution ou des codes de pratiques, pour en régir le cycle de vie (de la recherche-développement à l'élimination finale en passant par la fabrication, l'utilisation, l'entreposage et le transport).

D'après l'analyse initiale de l'information facilement accessible, les motifs de l'évaluation des rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain) fournis par la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (Commission consultative, 1995), étaient les suivants :

> **La Commission note que bien que la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) évalue le risque pour la santé humaine posé par les rejets de radionucléides des installations nucléaires, les effets sur les espèces autres que l'être humain n'ont pas été évalués. La Commission reconnaît qu'une telle évaluation sera sans doute complexe et exigera le concours de la CCEA, mais elle n'en demeure pas moins convaincue que le risque potentiel pour les espèces autres que l'être humain justifie une évaluation environnementale en vertu de la LCPE.**

On peut obtenir dans des documents connexes des descriptions des méthodes utilisées pour évaluer les effets des substances d'intérêt prioritaire sur l'environnement et la santé humaine. Un document intitulé « Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Guide, version 1.0, mars 1997 » (Environnement Canada, 1997a) a été publié pour servir de guide à l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire au Canada. On peut acheter ce document en le commandant des :

Publications sur la protection de l'environnement
Direction générale de l'avancement des technologies environnementales
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

On peut également l'obtenir par Internet sur le site de la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux à l'adresse www.ec.gc.ca/cceb1/fre/psap.htm sous le titre de « Guide technique ». Il est à noter que la démarche ici décrite a été modifiée de façon à tenir compte des récents progrès réalisés en ce qui concerne les méthodes d'évaluation du risque et qui seront mentionnés dans les futures versions du guide de l'évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire.

Les stratégies de recherche employées pour trouver les données utiles à l'évaluation des effets potentiels sur l'environnement a exigé d'établir les concentrations environnementales, à partir des rapports annuels et des déclarations d'effets environnementaux des détenteurs de permis, de même que les concentrations de produits chimiques et les doses de rayonnement. Au besoin, des articles de synthèse ont été consultés. Cependant, toutes les études originales formant la base de la détermination du caractère « toxique » ou non des rejets de radionucléides des installations nucléaires au sens de la LCPE ont été soumises à l'évaluation critique du personnel de la Commission canadienne de sureté nucléaire (CCSN) (antérieurement Commission de contrôle de l'énergie atomique [CCEA]) pour Environnement Canada.

Le présent rapport a été rédigé par G. Bird et P. Thompson, EACL. Une première ébauche des sections du document complémentaire sur la toxicité de l'uranium (U) et les effets du rayonnement sur la faune a été préparé par C. Macdonald, Northern Environmental Consulting and Analysis (Macdonald, 1998, 1999). Une première ébauche des sections relatives aux effets du rayonnement sur les plantes et au devenir et au comportement des radionucléides dans l'environnement a été préparée par M. Sheppard et S. Sheppard, ECOMatters Inc. (ECOMatters Inc., 1999a,b).

Un Groupe-ressource environnemental a été créé par Environnement Canada pour aider à l'évaluation environnementale des rejets de radionucléides. Ce Groupe-ressource, composé d'experts scientifiques de l'industrie et de cabinets d'experts-conseils, a été créé à l'automne 1996 et se composait de :

J. Cornett, Énergie atomique du Canada Limitée (EACL)
N. Garisto, *Senes Consultants Limited*
F. Harrison, *Lawrence Livermore Laboratories*
C. Macdonald, *Northern Environmental Consulting and Analysis*
S. Sheppard, *ECOMatters Inc.*

Le présent rapport d'évaluation ainsi que la documentation complémentaire (Bird *et al.*, 2000) ont été révisés par les membres du Groupe-ressource environnemental et par Pat Doyle, Environnement Canada.

L'ensemble du Rapport d'évaluation a été conçu pour traiter des effets environnementaux pertinents en vue de déterminer le caractère « toxique » au sens des articles 64(*a*) et (*b*).

On peut obtenir un exemplaire du présent Rapport d'évaluation, sur demande, à

L'Informathèque
Environnement Canada
Rez-de-chaussée, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou sur Internet à l'adresses suivante :

www.ec.gc.ca/cceb1/fre/public/index_f.html

On peut obtenir la documentation complémentaire inédite qui renferme des renseignements supplémentaires en s'adressant à la :

Direction de l'évaluation des produits
chimiques commerciaux
Environnement Canada
14^{e} étage, Place Vincent-Massey
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec)
K1A 0H3

ou à la

Commission canadienne de sûreté nucléaire
B.C.P. 1046, succursale B
280, rue Slater
Ottawa, Ontario
K1P 5S9

2.0 IDENTITÉ ET CARACTÉRISATION DE LA PÉNÉTRATION

Le terme d'installation nucléaire est large et regroupe plusieurs activités et processus industriels qui produisent des rejets d'un grand nombre de radionucléides ayant des demi-vies radiologiques ainsi que des propriétés chimiques, biologiques et environnementales différentes. On a effectué des évaluations par secteur afin de réduire la complexité de l'évaluation écologique et de fournir une information plus précise aux gestionnaires de risques. Voici les secteurs pour lesquels on a évalué les rejets de radionucléides : (a) mines et usines d'extraction d'U, (b) installations de raffinage et de conversion d'U et installations de fabrication de combustible (c.-à-d. les radionucléides de la famille radioactive de l'U), (c) réacteurs de puissance et de recherche (produits d'activation et de fission) et (d) installation de gestion des déchets. Les usines de production d'eau lourde, mentionnées dans le rapport de la Commission consultative d'experts auprès des ministres (1995), ne sont pas traitées dans le présent rapport puisqu'elles n'utilisent, ne produisent ni ne rejettent de radionucléides.

Les processus dont il est question dans le présent rapport sont l'extraction de l'U, le broyage du minerai pour obtenir du concentré d'uranium, le raffinage et la conversion de l'U, la fabrication du combustible CANDU (réacteur canadien au deuterium uranium), la production électrique nucléaire et la gestion des déchets nucléaires. Les sections qui suivent décrivent la production, l'utilisation et les rejets environnementaux (caractérisation de la pénétration) de l'U et des radionucléides de la famille radioactive de l'U pendant les processus d'extraction, de raffinage et de fabrication de même que les rejets dans l'environnement des produits d'activation et de fission des centrales nucléaires (CN). Le document complémentaire (Bird *et al.*, 2000) dresse le tableau du comportement et du devenir de l'U, des radionucléides de la famille radioactive de l'U et des produits d'activation et de fission dans l'environnement.

Les installations nucléaires rejettent aussi d'autres substances que les radionucléides. Par exemple, les mines et usines de traitement d'U rejettent des métaux lourds (c.-à-d. cadmium [Cd], nickel [Ni], cuivre [Cu] et arsenic [As]) et des solutions salines dans l'environnement. Les installations de gestion des déchets (IGD) peuvent rejeter des polluants organiques et des métaux lourds. Les centrales nucléaires rejettent de l'hydrazine et des métaux comme le Cu et le zinc (Zn). Les effets des rejets dans l'environnement par les installations nucléaires de polluants non radioactifs ne sont pas traités dans le présent rapport.

La présente évaluation traite des radionucléides rejetés par les installations nucléaires. Dans plusieurs cas, surtout en ce qui a trait aux résidus (tailings) de l'extraction et du broyage, le biote naturel est présent dans les limites de l'installation — par exemple, dans les zones de gestion des résidus (IGR). La présente évaluation ne traite que des rejets des installations. En d'autres mots, la présente évaluation n'examinera pas par exemple l'exposition résultant de la consommation de bleuets qui poussent dans une IGR, mais traitera des plantes qui poussent dans les terres humides en aval des résidus.

2.1 Mines et usines d'extraction d'uranium

Les usines d'extraction d'uranium extraient de l'octoxide de triuranium (U_3O_8) du minerai broyé soit par lixiviation acide ou par lixiviation alcaline. Après lixiviation, la solution qui en résulte et qui contient l'uranium passe par un processus d'extraction par solvant qui purifie et concentre l'uranium. Plus de 90 % de l'uranium est ainsi récupéré du minerai dans le processus de concentration. Le concentré d'uranium, produit final du processus, est ensuite expédié à une raffinerie. Les résidus, soit le minerai broyé moins la plus grande partie de l'uranium, sont pompés en boue liquide dans une installation de gestion des résidus. Les résidus d'uranium contiennent jusqu'à 85 % de la radioactivité présente dans le minerai d'uranium initial, puisque la plus grande partie des produits de désintégration de l'uranium restent dans les résidus (Landa et Gray, 1995).

Douze mines et onze usines d'extraction ont été exploitées près d'Elliot Lake, Ontario, entre 1955 et 1959. La baisse de la demande d'uranium a causé la fermeture de la dernière de ces exploitations en 1996. La première usine de concentration d'uranium du nord de la Saskatchewan a démarré en 1953 au lac Beaverlodge. Aujourd'hui en Saskatchewan, il y a quatre mines en exploitation et deux projets de mines qui ont fait l'objet d'une évaluation environnementale en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, mais ces dernières ne sont pas encore en exploitation. Il existe également cinq mines déclassées ou abandonnées dans le nord de la Saskatchewan.

Les radionucléides de la famille radioactive de l'uranium et du thorium (Th) provenant de l'exploitation des mines et des usines d'extraction d'uranium sont rejetés dans l'environnement. Le ^{232}thorium et l'^{238}U, les isotopes pères des familles radioactives du Th et de l'U sont les isotopes du Th et de l'U les plus abondants dans la croûte terrestre : il y a en moyenne environ
4 mg d'U g^{-1} et 10 mg de Th g^{-1} dans la croûte terrestre (Whicker et Schultz, 1982). La proportion relative des radionucléides de la famille radioactive d'U et de Th rejetée dans l'environnement sera semblable à l'occurrence relative de Th et d'U dans le minerai extrait et concentré. Les familles radioactives associées à l'U et au Th sont présentées dans la Figure 1.

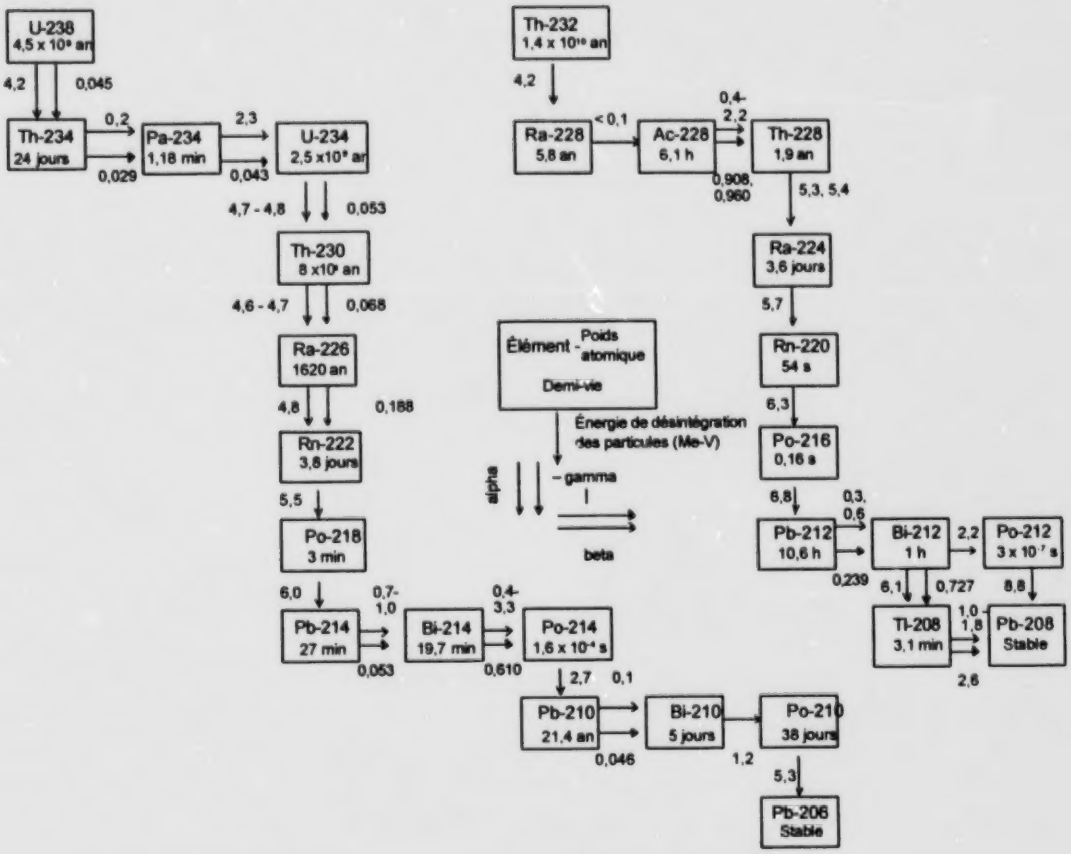

Figure 1 : Radionucléides de la famille radioactive de l'^{238}uranium et du ^{232}thorium avec demi-vies et mode de désintégration (Baweja *et al.*, 1987)

Les résidus d'extraction de l'uranium déposés directement sur le sol sont relativement secs et l'érosion éolienne peut provoquer la suspension de particules contaminées à l'uranium, au ^{226}radium, au ^{210}plomb et à d'autres produits de désintégration. Les particules de poussière provenant des résidus et des évents de mines constituent des modes d'exposition du biote terrestre par voie d'inhalation. Les rejets humides et secs peuvent augmenter les concentrations de radionucléides dans les sols et la végétation avoisinants. Les résidus constituent également une source locale de radionucléides rejetés dans les eaux de surface. La lixiviation du ^{226}radium provenant des résidus peut contaminer les eaux souterraines et de surface.

Les radionucléides peuvent aussi pénétrer dans le milieu aquatique à la suite des rejets d'effluents traités provenant des usines d'extraction. En général, les stations d'épuration traitant ces effluents traitent également les eaux contaminées des installations de gestion des résidus. La qualité des effluents traités est surveillée régulièrement. Pendant le processus d'extraction du minerai, des

radionucléides sont aussi rejetés dans l'atmosphère par les cheminées. On surveille régulièrement ces émissions. Le document complémentaire présente de l'information sur ces rejets (Bird *et al.*, 2000).

2.2 Installations de raffinage et de conversion de l'uranium

Les principales étapes du raffinage et de la conversion de l'U sont la purification du concentré provenant des usines d'extraction en trioxyde d'uranium (UO_3) dans le circuit UO_3 et la conversion de l'UO_3 en hexafluorure d'uranium (UF_6) dans le circuit UF_6. C'est sous forme d'UF_6 que l'uranium est expédié vers les marchés étrangers. Dans une autre étape du traitement, le circuit du dioxyde d'uranium (UO_2), un produit intermédiaire du circuit UO_3 est converti en UO_2 à teneur nucléaire pour servir de combustible dans les réacteurs CANDU. Enfin, l'uranium métal est produit à partir du tétrafluorure d'uranium (UF_4) tiré du circuit UF_6.

Deux installations de raffinage et de conversion de l'uranium sont exploitées en Ontario. Une autre installation de l'Alberta a été fermée en 1987 mais n'est pas complètement déclassée (CCEA, 1996).

Les rejets provenant des différentes étapes des processus de raffinage et de conversion de l'uranium sont collectés et rejetés par une cheminée commune. Les rejets d'uranium dans l'atmosphère sont effectués dans diverses sections de l'usine de traitement de l'UO_3 (c.-à-d. entrepôt, circuit UO_3). Des rejets de ^{232}Th, de ^{230}Th, de ^{226}Ra et de ^{222}Rn sont également possibles. Les rejets d'uranium dans l'atmosphère proviennent des usines de traitement de l'UF_6 et de l'UO_2. Des composés solubles et non solubles sont rejetés par les usines de traitement de l'UF_6, alors que les usines d'UO_2 ne rejettent que des composés insolubles. La production intermittente d'uranium métal entraîne des rejets atmosphériques intermittents de composés d'uranium solubles et non solubles pendant le processus de production (Environnement Canada, 1984). Le document complémentaire (Bird *et al.*, 2000) présente des données sur les rejets d'uranium dans l'atmosphère.

Le raffinage et la conversion de l'U entraîne aussi des rejets d'U dans le milieu aquatique, habituellement par un exutoire unique de rejet d'effluents. L'uranium est collecté de l'effluent liquide des usines de traitement de l'UO_3, de l'UF_6 et de l'UO_2. L'usine de traitement de l'U métal ne constitue pas une source de rejets d'U dans l'environnement (Environnement Canada, 1984). Le document complémentaire (Bird *et al.*, 2000) présente des données sur les rejets dans le milieu aquatique et dans les égouts municipaux.

La Cameco effectue le raffinage et la conversion dans ses installations de Blind River et de Port Hope en Ontario. À Blind River, le concentré est transformé en UO_3. L'UO_3 de Blind River est expédié à l'installation de conversion de Port Hope où il est converti en UO_2 pour la production de combustible pour les réacteurs domestiques et en UF_6 pour l'exportation. Une usine spécialisée de traitement du métal de Port Hope produit également de l'U métal (CCEA, 1998)

Trois installations, toutes situées en Ontario, détiennent un permis de la CCEA pour la fabrication de pastilles ou de grappes, ou les deux, de combustible pour réacteurs CANDU : une à Port

Hope, une deuxième à Toronto et la dernière à Peterborough. Les rejets d'uranium dans l'atmosphère sont vérifiés en permanence aux points de rejet des cheminées de traitement. Les effluents liquides sont rejetés dans le réseau d'égouts sanitaires.

2.3 Centrales nucléaires

Il y a des centrales nucléaires en Ontario, au Québec et au Nouveau-Brunswick. Ce sont des centrales nucléaires CANDU qui utilisent de l'uranium naturel. L'eau lourde sert de modérateur et de principal fluide caloporteur (CNRC, 1983). Les réacteurs de puissance nucléaires produisent des radionucléides soit à la suite de la fission des atomes d'U (c.-à-d. produits de fission) dans le combustible, soit à la suite de l'absorption de neutrons par le fluide caloporteur et les composés structurels (par exemple, les tubes de force) du réacteur (c.-à-d. produits d'activation). Les centrales nucléaires rapportent à la CCEA les rejets totaux annuels ($Bq \cdot a^{-1}$) de radionucléides atmosphériques et liquides, une des exigences de leur permis. Ils effectuent aussi une surveillance environnementale dans la zone avoisinant leur installation et en rapportent les données dans leur rapport annuel sur les données radiologiques environnementales.

2.4 Installations de gestion des déchets nucléaires

Les installations de gestion des déchets radioactifs ont été créées pour traiter une variété de déchets, notamment les sols contaminés (contamination historique), les déchets solides et liquides, les filtres et les résines contaminées provenant des systèmes de contrôle de la pollution des centrales nucléaires et du combustible épuisé des réacteurs. Certaines installations sont des structures récentes bien conçues alors que d'autres, plus vieilles, sont moins bien conçues. Plusieurs installations sont situées en Ontario (c.-à-d. Installation de gestion des déchets de Port Granby, Installation de gestion des déchets de Welcome [IGDW], toutes deux près de Port Hope, les Laboratoires de Chalk River [LCR] près de Chalk River et les installation 1 et 2 de l'installation de gestion des déchets de Bruce), une à Gentilly, Québec, et une à Pointe Lepreau au Nouveau-Brunswick.

3.0 CARACTÉRISATION DES EFFETS ET DE L'EXPOSITION ET ANALYSE DU RISQUE

La méthode commune à toutes les évaluations de la LSIP suit les lignes directrices données dans Environnement Canada (1997). Son principal concept est de caractériser le risque écologique comme quotient de la valeur estimée de l'exposition (VEE) divisée par la valeur estimée sans effet observé (VESEO), la valeur étant la concentration ou la dose. Si ce quotient de risque (QR) est inférieur à l'unité, on peut être à peu près certain que le polluant n'est pas toxique. Bien entendu, cette conclusion dépend totalement des valeurs choisies comme VEE et comme VESEO. Afin de mettre l'accent sur les polluants ou sur les installations où les polluants sont le plus susceptibles d'être toxiques, on a procédé en deux étapes dans la présente évaluation. On a d'abord utilisé des hypothèses et des données prudentes de sorte qu'un QR prudent inférieur à un indique une probabilité très faible d'effets nuisibles. C'est ce qu'on appelle une évaluation de niveau 1 (Environnement Canada, 1997). Si le QR prudent est supérieur à un, on fait alors appel à une évaluation plus réaliste, dite de niveau 2 (Environnement Canada, 1997). Dans cette évaluation réaliste, les VEE sont calculées comme valeurs réalistes. La présente évaluation n'a pas eu à recourir à une évaluation probabiliste puisque l'information disponible permet de calculer des valeurs estimées de l'exposition (VEE) réalistes et qu'il n'y a aucun profit à tirer de simulations stochastiques en vue d'estimer des concentrations dans l'environnement et le biote puisque celles-ci sont déjà connues (mesurées).

Une VEE prudente dans la présente évaluation est calculée à partir de la plus forte concentration observée ou attendue dans le milieu écologique. Par exemple, la VEE prudente pour les concentrations dans l'eau pourrait être égale à la plus forte concentration mesurée pendant la surveillance des eaux réceptrices près d'une installation, même s'il s'agit d'une région de contamination très localisée ou d'un événement spécifique. Une VEE réaliste, comme l'indique le nom, est plus réaliste et, par exemple, consisterait en la concentration médiane des eaux réceptrices, dont on a fait la moyenne dans l'espace et dans le temps.

On veut que la VESEO représente des critères d'effet qui soient écologiquement pertinents, raisonnables et réalistes. La VESEO a été établie avec toute la rigueur possible et est fondée sur la documentation relative aux données sur les effets. On a utilisé la même VESEO comme évaluation prudente et évaluation réaliste.

Une caractéristique distingue la présente évaluation des autres de la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire en ce qu'elle comporte deux modes de toxicité très différents. Le premier est la radioactivité, soit les effets du rayonnement ionisant provenant de la désintégration radioactive des radionucléides rejetés. Le rayonnement ionisant a des effets biologiques et biochimiques spécifiques et peut atteindre les organismes par des sources internes et externes. Bref, l'exposition et les effets peuvent se faire sentir sans que l'organisme ait absorbé la substance. Le deuxième mode de toxicité est chimique, le même que celui de la plupart des polluants en général. Les effets toxiques des produits chimiques supposent une absorption du polluant dans les tissus. De tous les radionucléides rejetés par les installations nucléaires canadiennes, seul l'uranium peut être chimiquement toxique. Ces deux modes de toxicité sont présentés séparément dans la présente évaluation, les méthodes utilisées pour chacun

étant un peu différentes. On n'a pas traité des effets combinés de l'U et du rayonnement ionisant dans la présente évaluation.

3.1 Analyse des trajectoires

Le comportement et le devenir des radionucléides rejetés dans l'environnement par les installations nucléaires sont décrits dans le document complémentaire (Bird *et al.*, 2000). L'uranium et le thorium et leur produit de désintégration sont les radionucléides qui préoccupent pour les mines d'U, alors que l'U est le principal radionucléide rejeté par les installations de raffinage et de concentration de l'U. Pour ce qui est des installations de gestion des déchets, les radionucléides qui préoccupent sont surtout le ^{226}radium et l'uranium, bien que d'autres radionucléides puissent être importants dans certaines IGD de l'Ontario (par exemple, ^{3}H, ^{14}C, ^{60}Co, ^{90}Sr et ^{137}C). Le comportement dans l'environnement de l'U, du radium (Ra) et d'autres radionucléides de la chaîne de désintégration de l'U et du Th ont fait l'objet de nombreuses synthèses (Sheppard, 1980; Gascoyne, 1992). Macdonald (1999) présente une synthèse de la chimie de l'U et de son comportement dans l'environnement et ECOMatters Inc. (1999a) présentent la chimie et le comportement dans l'environnement des radionucléides produits par activation ou par fission.

Les principaux produits d'activation et de fission rejetés par les CN sont le ^{3}H, le ^{14}C, le ^{51}Cr, le ^{54}Mn, le ^{59}Fe, le ^{60}Co, le ^{65}Zn, le ^{90}Sr, le ^{95}Zr, le ^{106}Ru, le ^{124}Sb, le $^{124-135}$I, le ^{137}C et le ^{144}Ce. Les rejets de radionucléides des ces installations sont surtout faits dans l'atmosphère et dans l'eau. Les rejets de radionucléides dans l'atmosphère entraîneront des retombées de radionucléides sous forme de particules et le balayage des radionucléides du panache à une certaine distance de la source. La dispersion des radionucléides retombés sur le sol ou rejetés à la surface d'un plan d'eau dépend surtout de l'hydrologie du système. La plupart des radionucléides rejetés réagissent aux particules et se déposent sur le sol ou dans les sédiments. Quelques radionucléides , comme le ^{3}H, sont très mobiles. Les effets des radionucléides sur le biote dépendent étroitement de leur biodisponibilité et de leur absorption par le biote.

Les doses de rayonnement auxquelles les organismes aquatiques sont exposés proviennent de sources externes (soit des radionucléides dans l'eau ou dans les sédiments, ou les deux) et de sources internes (soit les radionucléides absorbés par la respiration et l'ingestion). Pour les organismes terrestres, les doses de rayonnement proviennent de sources externes (soit les rejets dans l'air et dans le sol) et de sources internes (soit l'inhalation et l'ingestion, pour les animaux, et l'absorption et la respiration, pour les plantes). La dose du rayonnement interne des organismes est estimée directement à partir des concentrations mesurées dans les organismes ou au moyen de facteurs de concentrations (FC) permettant d'estimer le transfert de radionucléides d'un milieu donné (par exemple, le sol, les sédiments ou l'eau) à l'organisme.

3.2 Critères d'effet et variables d'effet de l'évaluation

Les critères d'effet sont « l'expression quantitative ou quantifiable de la valeur environnementale considérée comme un risque dans une évaluation des risques » (Suter, 1993). Ils consistent en caractéristiques écologiques, souvent des populations du biote, qui sont jugées importantes et qui sont exposées et sensibles aux radionucléides qui intéressent. La décision sur leur importance est surtout fondée sur les preuves quantitatives de leur fonction écologique. Les critères d'effet sont liés aux composants de l'écosystème jugés importants, mais varient en ce que l'importance de ces composants de l'écosystème tient aussi à l'opinion qu'en ont les groupes de pression.

Les VESEO d'un critère d'effet ont été établies pour la toxicité de l'U et la radiotoxicité dans les milieux terrestre et aquatique. En pratique, seul le critère d'effet le plus sensible ou le plus inhibant doit être considéré dans un milieu donné parce que si le critère d'effet le plus sensible est protégé, les autres le seront aussi. Des VESEO ont été établies pour la plupart des principaux groupes taxanomiques.

3.2.1 Uranium

L'uranium est plus toxique par sa chimie que par sa radioactivité. C'est pour cette raison qu'on a effectué une évaluation distincte de la toxicité de l'U pour les biotes terrestre et aquatique. Les rejets des mines d'uranium les plus préoccupants sont ceux effectués dans l'eau. La toxicité pour le rat musqué a été choisie comme variable d'effet pour la toxicité de l'U pour les mammifères parce que les macrophytes peuvent avoir de forts FC de radionucléides, y compris l'U (Bird et Schwartz, 1996), et que les rats musqués (*Ondatra zibethica*) consomment beaucoup de macrophytes aquatiques. On a aussi évalué la toxicité de l'uranium pour un canard de surface, le malard (*Anas platyrhynchos*), pour un oiseau qui se nourrit de poissons, le balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), pour un mammifère qui se nourrit de poissons, le vison (*Mustela vison*) et pour un carnivore, le renard roux (*Vulpes fulva*), qui se nourrit de petits mammifères (souris). Des équations allométriques ont servi à établir l'énergie métabolique nécessaire aux animaux. On a estimé l'exposition au moyen du modèle d'exposition des espèces sauvages à des contaminants (Wildlife Contaminant Exposure Model - WCEM) du Service canadien de la faune (SCF) qui utilise des données empiriques et des relations allométriques pour estimer l'ingestion d'aliments et d'eau des espèces exposées. Les variables d'effet pour évaluer les effets possibles de la toxicité chimique de l'U étaient la fonction rénale des mammifères et la survie des lapins. La toxicité chimique de l'U pour le zooplancton (crustacé) a été évaluée à partir des concentrations mesurées dans la colonne d'eau et dans des tests de toxicité aigus et chroniques. La toxicité de l'uranium pour les invertébrés benthiques a été évaluée à partir des concentrations d'U dans les sédiments et des concentrations préalables (SLCs) calculées pour le nord de la Saskatchewan (Kurias *et al.*, 2000), là où des mines d'U sont en exploitation et d'où viennent les données sur la toxicité des sédiments.

Pour l'évaluation générique de la toxicité chimique de l'U dans l'environnement, les variables d'effet incluaient le succès de la reproduction et la survie de la population :

- du zooplancton
- des invertébrés benthiques
- des poissons

- du malard, une sauvagine
- du rat musqué
- du balbuzard
- du renard roux
- des plantes terrestres

3.2.2 Rayonnement ionisant

Les variables d'effet de la présente évaluation touchent surtout la survie des espèces, leur productivité et leur reproduction (section 3.4). La reproduction des poissons a été choisie comme variable d'effet pour l'exposition aux radionucléides rejetés dans les eaux de surface. On a mis l'accent sur les poissons qui se nourrissent au fond de l'eau, par exemple, le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et la barbotte (*Ictalurus nebulosus*) qui ont tendance à accumuler de plus forts niveaux de radionucléides que les espèces piscivores, comme le touladi (*Salvelinus namaycush*). Le coefficient de répartition sédiment/eau (K_d) de plusieurs radionucléides étant élevé, les macroinvertébrés vivant dans les sédiments sont exposés à des niveaux de radionucléides de beaucoup supérieurs à ceux auxquels les invertébrés et les poissons vivant dans la colonne d'eau sont exposés. La réduction du nombre d'invertébrés benthiques servira donc de variable d'effet direct pour l'exposition à des sédiments.

Parmi les variables d'effet évaluées pour les plantes, les plus sensibles étaient la germination des graines, la levée et la croissance des semis, la croissance à l'étape médiane et à la maturité ainsi que la production de fleurs et de graines. On a choisi la survie des populations de plantes terrestres comme variable d'effet pour l'exposition aux radionucléides de l'atmosphère ou à celles accumulées dans le sol. La survie des invertébrés du sol a servi de critère d'effet pour l'exposition des décomposeurs aux radionucléides dans le sol et la litière. Les variables d'effet les plus sensibles mesurées pour les invertébrés dans le sol étaient la survie, la croissance et la production de descendants. Les radionucléides peuvent aussi s'accumuler dans les macrophytes aquatiques et dans le phytoplancton. La production primaire (germination, croissance et photosynthèse) a été choisie comme variable d'effet pour les plantes aquatiques.

Dans la présente évaluation, les critères d'effet appropriés pour les effets radiotoxiques incluent des espèces de poissons, le phytoplancton (algues), les marcoinvertébrés benthiques et les macrophytes. Pour l'évaluation générique de la radiotoxicité dans l'environnement, les critères incluent le succès de la reproduction et la survie des populations :

- de poissons
- d'invertébrés benthiques
- de phytoplancton
- de macrophytes
- de petits mammifères (campagnols)
- d'invertébrés dans le sol
- d'invertébrés dans la litière
- de plantes terrestres

3.3 Uranium

La présente section présente de l'information sur la toxicité de l'U qui sera utilisée pour établir les valeurs de la toxicité critique (VCT) et les VESEO, de même que de l'information sur le transport, la spéciation et la biocinétique dans l'environnement. La toxicité chimique de l'U pour la faune a fait l'objet d'une synthèse par Macdonald (1998).

L'uranium fait partie des actinides du tableau des éléments et a un nombre atomique de 92. Il possède 10 isotopes radioactifs, mais les plus communs sont ^{238}U (99,27 %), ^{235}U (0,72 %) et ^{234}U (0,0055 %). L'isotope dominant, ^{238}U, a une demi-vie physique de $4,5 \times 10^9$ années, ce qui lui confère une activité spécifique très faible ($1,24 \times 10^4$ Bq·g^{-1} U). C'est pour cette raison qu'on considère l'U comme un produit toxique plus par sa chimie que par sa radioactivité. L'U a une valeur du K_d élevée dans la plupart des sols et un FC plante/sol relativement faible de 0,0045, et est donc peu biodisponible pour les plantes. L'U n'est pas sujet à la bioamplification et est difficilement transféré dans le réseau trophique.

Les coefficients de transfert (CT) et les FC servent traditionnellement de modèle pour le transfert des composants entre la diète et les tissus animaux, même s'il n'est pas toujours facile d'appliquer des coefficients d'un système ou d'une espèce à une autre (McGee *et al.*, 1995). On a beaucoup utilisé cette méthode pour les évaluations de l'exposition aux radionucléides pour les humains, mais son recours pour l'évaluation des risques écologiques cause problème en partie à cause de la rareté des CT et des FC pour les espèces non agricoles. Une méthode plus fiable consiste à établir des paramètres biocinétiques pour les espèces utilisées comme critère d'évaluation, à peu près comme on fait pour les humains (Wrenn *et al.*, 1995). On a utilisé cette méthode pour la présente évaluation de la toxicité potentielle de l'U pour la faune. Les besoins en énergie des cinq espèces fauniques représentatives ont été calculées à partir d'équations allométriques et, en l'absence de données sur les CT spécifiques aux espèces, ces CT ont été calculées à partir des équations allométriques (Macdonald, 1998). Dans la plupart des cas, les concentrations d'U dans la diète ont été fondées sur des valeurs mesurées. Toutefois, lorsque ces renseignements n'étaient pas disponibles, des FC ont servi à estimer la concentration d'U dans la diète.

3.3.1 Caractérisation des effets

3.3.1.1 Voies d'ingestion et biocinétique

La biocinétique renvoie à l'assimilation, au transport et à la distribution de l'U dans un organisme après ingestion. La quantité d'U qui reste à l'état d'équilibre dans un organe est proportionnelle à la quantité d'U assimilée par le tube digestif, à la fraction d'U absorbée déposée dans l'organe et à la demi-durée de l'U dans cet organe (Kocher, 1989). La presque totalité de l'U assimilé provient des aliments et de l'eau.

On suppose que la distribution de l'U dans la faune canadienne est semblable à celle des humains et à celle mesurée dans les petits mammifères dans les études sur l'exposition chronique. On en déduit donc que la principale charge d'U dans les espèces sauvages sera le squelette, puis, le rein, considéré comme l'organe critique des effets. Toutefois, au moins un rapport sur les concentrations d'U dans les orignaux d'Elliot Lake (MacLaren Plansearch Inc., 1987) a démontré que l'U était distribué à peu près également dans les reins, le foie, le cœur et les muscles. Dans un animal, on a rapporté de très fortes concentrations dans la peau, jusqu'à 16,4 $mg \cdot kg^{-1}$, ce qui pourrait indiquer une très forte exposition cutanée.

On a étudié l'inhalation comme source importante d'U chez les humains et les animaux de laboratoire parce qu'il existe une possibilité de forte exposition aux poussières poussées par le vent et à l'atmosphère contaminé localement dans un milieu industriel. Des scénarios d'exposition semblable sont possibles pour les animaux vivant à proximité des installations de gestion de déchet et d'évents d'usines d'extraction zones riches en U. L'inhalation est une voie d'exposition importante qui entraîne de fortes concentrations d'U dans les tissus cibles, bien que le tissu cible en question dépende de l'espèce d'U. L'inhalation d'U insoluble entraîne l'accumulation d'U dans les poumons, dans les ganglions lymphatiques de la trachée et des bronches et dans la rate. L'évacuation des poumons est faite par action mécanique. L'inhalation d'U soluble entraîne l'accumulation dans les reins et les os et l'évacuation par l'urine.

L'exposition cutanée peut constituer une voie de pénétration importante pour une vaste gamme d'espèces animales, notamment pour les mammifères fouisseurs et les oiseaux (par exemple, la chevèche des terriers [*Athene cunicularia*]). Yuile (1973) cite des études qui indiquent que l'exposition cutanée à l'U peut causer de graves empoisonnements à l'U et la mort. Par conséquent, l'exposition cutanée peut constituer une voie d'exposition importante pour certaines espèces.

L'ingestion, qui inclut l'apport des aliments, de l'eau et du sol, est sans doute la principale voie d'exposition pour la faune du Canada. Un des facteurs servant à déterminer l'importance de l'ingestion est l'assimilation par le tube digestif — le facteur d'absorption ou le paramètre f_1 des modèles métaboliques. Cette valeur détermine la quantité de matière finalement transportée dans le sang pour être déposée dans les organes critiques. Les taux d'ingestion ont fait l'objet d'une synthèse de Wrenn *et al.* (1985, 1995), de Durbin et Wrenn (1975), de Yuile (1973), du CIPR (1979) et de Leggett et Harrison (1995), pour l'élaboration de modèles servant à estimer l'apport quotidien acceptable pour les humains. Ces synthèses fournissent des données d'études en laboratoire sur des mammifères qui peuvent être appliquées aux espèces férales.

Le taux de l'apport en U par le tube digestif est habituellement faible, soit de <1 % à 3–4 % de la diète (Leggett et Harrison, 1995). Les facteurs qui affectent ce taux sont la situation de l'état alimentaire de l'organisme et son espèce (Morris et Meinhold, 1995). La CIPR (1979) suppose un taux d'assimilation prudent de 0,05 (5 % de la diète) pour l'U soluble chez les adultes humains et de 0,002 (0,2 %) pour l'U insoluble. La différence des taux d'assimilation des formes soluble et insoluble concorde avec les taux de l'apport chez les hamsters (0,77 % pour le nitrate d'uranyle [$UO_2(NO3)_2 \cdot 6H_2O$]; 0,11 % pour l'UO_2) (Harrison et Stather, 1981). Wrenn *et al.* (1985) suggèrent

un taux d'assimilation de 1-2 % pour les humains, taux légèrement modifié par Leggett et Harrison (1995) à 1–2,4 % selon des études plus récentes. On rapporte des taux d'apport un peu supérieurs (jusqu'à 5 %) pour l'eau par rapport aux aliments (Leggett et Harrison, 1995). La valeur de 5 % pour les humains est prudente et dans la partie supérieure de la plage de valeurs rapportées pour les espèces autres que l'être humain. Cette valeur de 5 % a été adoptée comme directive pour la faune et devrait rendre compte de la grande majorité des espèces pour lesquelles il n'existe aucune donnée.

Des taux d'absorption beaucoup plus élevés peuvent se présenter chez les nouveau-nés de certaines espèces. Par exemple, l'absorption d'U est à peu près 100 fois supérieure chez les ratons nouveau-nés par rapport aux rats adultes. On a aussi rapporté des taux d'absorption supérieurs à 34,5 % chez des pourceaux nouveau-nés de 2 jours (Sullivan, 1980).

L'ingestion de sol peut constituer une source importante d'U pour la faune (Beyer *et al.*, 1994), mais on ne la traite habituellement pas dans les études sur l'alimentation. Linsalata *et al.* (1989) estiment que plus de 90 % de l'apport quotidien en U de sources naturelles des bovins provient du sol. Les animaux consomment du sol par accident, par l'ingestion de racines ou de végétation auxquelles de la terre est attachée, par exemple, ou peuvent l'ingérer délibérément dans les sites de léchage qui fournissent des éléments nutritifs au printemps (Weeks et Kirkpatrick, 1976). Sheppard (1995) suggère un taux d'ingestion médian de 50 mg de sol par kg^{-1} d'aliments dans la diète de l'animal à des fins de modélisation, mais on a rapporté des taux beaucoup plus élevés pour certaines espèces férales. Weeks et Kirkpatrick (1976) rapportent des fractions inorganiques dans les fèces des chevreuils aussi élevées que 87 % chez certains individus s'alimentant à des sites de léchage. On rapporte aussi des taux d'ingestion de sol élevés (30 %) pour les oiseaux de rivage (Beyer *et al.*, 1994).

La quantité d'U provenant du sol de la diète est fonction de la quantité totale d'U ingérée et de sa biodisponibilité (Sheppard, 1995). Il n'existe présentement aucune méthode fiable de prévoir sur une échelle générale la biodisponibilité de l'U par cette voie d'exposition. Un taux d'absorption par le tube digestif de 0,05 (5 %) est utilisé pour les mammifères adultes, et de 0,10 (10 %) pour les jeunes animaux immatures. On recommande une valeur de 30 % pour les nouveau-nés jusqu'à ce que de plus amples données deviennent disponibles.

3.3.1.2 Mammifères et oiseaux terrestres

Plusieurs études importantes existent sur les mécanismes spécifiques de la toxicité de l'U pour les mammifères (Durbin et Wrenn, 1975; Leggett, 1989; Ribera *et al.*, 1996). Bien que l'U s'accumule dans les os et les reins (Yuile, 1973; Durbin et Wrenn, 1975; Leggett, 1989), des effets chimiques n'ont été observés que dans les reins. La toxicité de l'uranium agit sur la fonction rénale en adhérant aux membranes des cellules tubulaires des reins, ce qui limite la réabsorption du glucose, du sodium, des acides aminés, des protéines, de l'eau et d'autres substances et entraîne la mort des cellules par suppression de la respiration cellulaire (Leggett, 1989). Les dommages causés aux reins deviennent apparents à mesure que les cellules des tubules proximaux arrêtent de fonctionner et meurent. Les effets observés sur les os (c.-à-d. ostéosarcome) ont été attribués à la toxicité radiologique plutôt qu'à la toxicité chimique (Ribera *et al.*, 1996). Les synthèses sur l'apport en U indiquent qu'à niveaux

d'exposition égaux, les oiseaux retiennent des quantités plus importantes d'U que les mammifères (Davis *et al.*, 1993; Linsalata, 1994). Toutefois, aux fins de la présente évaluation et jusqu'à ce que de nouvelles données soient disponibles, on supposera que les oiseaux et les mammifères ont une sensibilité égale à l'exposition à l'U.

Pour l'uranium, la variable d'effet la plus couramment utilisée dans les études aiguës (Tableau 1) est la létalité, alors que pour les études chroniques, c'est la fonction rénale. Les études sur l'exposition aiguë à l'U ont démontré que la toxicité de l'U est faible pour la plupart des espèces, des concentrations de plus de 2 % de la diète étant nécessaires pour provoquer un effet aigu. Les lapins sont plusieurs fois plus sensibles que les autres espèces avec des DL_{50} inférieures à 0,5 % de la diète. L'U insoluble n'est généralement pas toxique à des concentrations allant jusqu'à 20 % de la diète. On a rapporté une DL_{50} de 23 mg U kg^{-1} pc j^{-1} pour le lapin dans une étude de l'alimentation sur 30 jours avec de l'U soluble (Durbin et Wrenn, 1975). Cette valeur représente la valeur de la toxicité aiguë pour l'espèce la plus sensible.

La documentation compte de nombreuses preuves que le niveau seuil d'U dans les reins peut constituer une base subchronique scientifiquement saine sur laquelle établir la VCT. La Commission internationale pour la protection radiologique (CIPR, 1959) a adopté une concentration maximum admissible de 3 mg·kg^{-1} ph dans les reins pour la protection des humains, mais a réduit cette valeur à 1 mg·kg^{-1} à mesure que les indicateurs de la fonction des reins sont devenus plus sensibles (Wrenn *et al.*, 1985; Bosshard *et al.*, 1992). Morris et Meinhold (1995) notent que les dommages aux reins se produisent dans presque toutes les espèces à des niveaux de 0,5 mg·kg^{-1} ph, ce qui concorde avec les conclusions d'autres auteurs (Bosshard *et al.*, 1992). Ils notent en outre que bien que les reins aient une grande capacité de réserve et peuvent fonctionner même avec la perte d'une certaine proportion de ses néphrons, cette perte de capacité de réserve doit être considéré comme un effet nuisible. Comme les études sur les animaux ont démontré que des concentrations de 0,5–1,0 mg U·kg^{-1} ph ont des effets sur les reins, cette valeur de 0,5–1,0 mg U·kg^{-1} ph devrait servir de niveau seuil raisonnable pour la protection de la plupart des espèces.

Si on se fonde sur cette concentration seuil de 0.5 mg U·kg^{-1} ph, associée à un CT aliment:rein de 2×10^{-3} j·kg^{-1} et à d'autres hypothèses d'ingestion nominale d'aliments (Macdonald, 1998), la dose minimum nécessaire pour atteindre la concentration seuil pour les reins est de 0,31 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}. Étant donné le poids de la preuve des effets chroniques irréversibles causés aux tissus du rein de la plupart des espèces testées, on recommande que cette dose de 0,31 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1} soit choisie comme VESEO. Cette valeur est à peu près équivalente à la DL_{50} pour les lapins (23 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}) choisie comme VCT à laquelle on applique un facteur de 100, comme le recommande Environnement Canada (1997), pour calculer la VESEO de 0.23 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}.

3.3.1.3 Plantes terrestres

L'uranium ne bioamplifie pas dans les chaînes alimentaires et a une faible toxicité pour les plantes. Par exemple, des concentrations relativement fortes (>42,4 mg·L^{-1}) sont nécessaires avant que des effets (germination et croissance) soit observés chez des plantes qui poussent dans une solution nutritive de

Hoagland (Weinberger et Murthy, 1985). Des semis de tomates sont plus sensibles à l'U que d'autres espèces testées, une réduction de 24 % de leur croissance ayant été observée à une concentration de 4,24 mg $U \cdot L^{-1}$, par rapport au groupe témoin, et une réduction de 44 %, à une concentration de 42,4 mg $U \cdot L^{-1}$. Dans un document de synthèse, Sheppard (1989) rapporte une toxicité de l'U pour les plantes à des concentrations dans le sol de l'ordre de 0,5 à 2 600 mg $\cdot kg^{-1}$ ps. Toutefois, les études rapportant une toxicité à des concentrations de 100 mg $\cdot kg^{-1}$ ou moins étaient mal documentées ou impossibles à confirmer.

Dans de la terre de jardin (contenu élevé en carbone organique) la germination des graines de maïs, de laitue, de tomates, de navette (*Brassica rapa*) et de pin n'a pas été affectée par des concentrations aussi élevées que 1 000 mg $\cdot kg^{-1}$ ps de sol, sans doute à cause des faibles concentrations de formes biodisponibles d'U (Sheppard *et al.*, 1992). Au contraire, la germination des graines a été sensiblement réduite à des concentrations de 1 000 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps de sol appliquées à un brunisol chaulé. Les graines de pin exposées à 1 000 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps de sol n'ont pas germé, alors que la germination n'a pas été affectée à 300 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps de sol.

Sheppard *et al.* (1989) ont rapporté un K_d de 15 $L \cdot kg^{-1}$ pour le sol le plus contaminé à l'U qu'ils aient testé à Port Hope, Ontario. Au moyen de ce K_d et d'une concentration de 4,24 mg $U \cdot L^{-1}$ tirée de Weinberger et Murthy (1985) on obtient une concentration d'U dans le sol d'environ 64 mg $\cdot kg^{-1}$ pour une réduction de la croissance des tomates. C'est cette valeur qu'on a choisi comme VCT. L'application d'un facteur de un fournit une VESEO réaliste de 64 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps dans le sol. Cette valeur est supérieure à la concentration maximum de 11 mg $\cdot kg^{-1}$ rapportée par Kabata-Pendias et Pendias (1992) dans des sols de surface non contaminés des États-Unis et du Canada.

3.3.1.4 Invertébrés vivant dans le sol

Dans de la terre de jardin, la survie des verres de terre (*Lumbricus terrestris*) n'a pas été affectée par une concentration d'U de 3–1 000 mg $\cdot kg^{-1}$ ps de sol pendant 75 jours (Sheppard *et al.*, 1992). Cette concentration sans effet observé (VSEO) de 1 000 mg $\cdot kg^{-1}$ ps de sol pour les vers servant de VCT à laquelle on applique un facteur de 10, détermine une VESEO de 100 mg $\cdot kg^{-1}$ ps de sol. Encore une fois, cette valeur est nettement supérieure à la concentration maximum d'U rapportée dans les sols de surface non contaminés des États-Unis et du Canada (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

3.3.1.5 Organismes pélagiques aquatiques

L'uranium ne se bioaccumule pas beaucoup, bien que des FC tissu:eau et tissu:aliment supérieurs à un soit courants. Il n'y a aucune preuve non plus que l'U se bioamplifie dans le réseau trophique, sans doute à cause de son taux d'assimilation très faible (c.-à-d. <5 %) par le tube digestif chez la plupart des organismes. Par conséquent, la concentration d'U dans les niveaux supérieurs du réseau trophique est souvent beaucoup plus faible que celle dans les niveaux inférieurs. Les niveaux inférieurs du réseau trophique qui accumulent de l'U provenant des matrices abiotiques (c.-à-d. du sol ou des sédiments) sont plus exposés que les espèces des niveaux supérieurs.

Les données sur la toxicité aiguë et chronique pour les espèces de poissons et d'invertébrés du Canada sont résumées dans les tableaux 2 et 3. Les poissons plus vieux sont environ deux fois plus tolérants à l'U dans des conditions d'exposition aiguë (Holdway, 1992). Holdway (1992) a calculé un seuil de toxicité pour la croissance des larves de poissons tropicaux à 0,20 $mg \cdot L^{-1}$ en eau douce. Bywater *et al.* (1991) rapportent des CL_{50} pour l'U variant entre 0.73 $mg \cdot L^{-1}$ et 3.46 $mg \cdot L^{-1}$ pour six espèces de poissons tropicaux et entre 0.14 $mg \cdot L^{-1}$ et 0.9 $mg \cdot L^{-1}$ pour quatre espèces de cladocères dans des eaux à dureté et alcalinité faibles. Par contre, les CL_{50} étaient plusieurs fois supérieures pour les espèces de poissons testées dans des eaux dont la dureté et l'alcalinité étaient plus élevées. Tarzwell et Henderson (1960) ont rapporté une CL_{50} pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) de 2,8–3,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans des eaux d'une dureté de 20 $mg \cdot L^{-1}$ et une CL_{50} de 135 $mg \cdot L^{-1}$ dans de l'eau d'une dureté de 400 $mg \cdot L^{-1}$.

Aux fins de la présente évaluation, la CL_{50} 96-h pour la tête-de-boule de 2,8 $mg \cdot L^{-1}$ (Tarzwell et Henderson, 1960) servira de VCT pour les poissons. Un facteur d'application de 10 est appliqué à cette VCT pour estimer le niveau d'effet chronique de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$.

La toxicité de l'U pour les organismes aquatiques dépend étroitement de la dureté de l'eau. La dureté des lacs de la région de Beaverlodge, Saskatchewan, est d'environ 36–80 $mg \cdot L^{-1}$ (Macdonald, 1998). Des données d'autres postes de contrôle près du lac Cigar, Saskatchewan, indiquent une dureté de l'eau de <10 $mg \cdot L^{-1}$. C'est là le niveau de dureté auquel l'U est le plus toxique. En général, la dureté de l'eau est faible (<10 $mg \cdot L^{-1}$) dans le Bouclier canadien près des mines et des usines d'extraction de l'U, mais elle peut être élevée (>100 à >1000 $mg \cdot L^{-1}$) dans les eaux réceptrices des effluents miniers traités dans les usines d'épuration des eaux.

Pickett *et al.* (1993) ont calculé une CL_{50} médiane très faible de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ après examen des effets de l'U sur la reproduction de *Ceriodaphnia dubia* en eau douce. Cette étude est remarquable en ce que la CL_{50} rapportée est la médiane de deux études effectuées dans deux laboratoires indépendants et peuvent donc être reproduites. La VCT et la VESEO (après application d'un facteur de 1) pour *Ceriodaphnia* en eau douce est de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$. Poston *et al.* (1984) ont rapporté une dose minimale avec effet observé (DMEO) de 520 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la reproduction des daphnies dans de l'eau d'une dureté de 66–73 $mg \cdot L^{-1}$ (semblable à celle de la région du lac Beaverlodge). La plus grande sensibilité a été rapportée dans une étude de Trapp (1986) qui a calculé une CL_{50} sur 48 h de 220 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia pulex* en eau douce. C'est cette valeur qu'on a pris comme VCT. Au moyen d'un rapport aigu:chronique de 10 (Poston *et al.*, 1984), on obtient une valeur pour la toxicité chronique de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$: en y appliquant un facteur d'application de 1 à cause de la grande sensibilité de l'étude comparée à d'autres, on obtient une VESEO de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia* (zooplancton). Cette valeur est supérieure au 95^{e} percentile de 0,35 $\mu g\ L^{-1}$ de la concentration de fond d'U en Saskatchewan et de 0,28 $\mu g \cdot L^{-1}$ en Ontario (Friske, 2000).

3.3.1.6 Invertébrés benthiques (benthos)

Les sédiments constituent une zone d'accumulation des polluants rejetés dans les écosystèmes aquatiques sous forme de particules. Les polluants associés aux sédiment peuvent avoir des effets nuisibles sur les macro-invertébrés benthiques et sur les poissons qui se nourrissent de ces invertébrés contaminés. Il y a peu ou pas de données publiées sur la toxicité de l'U lié aux sédiments pour les invertébrés benthiques. On ne connaît qu'une étude récente de BEAK International Inc. (1998) sur ce sujet. BEAK International Inc. (1998) a exposé des *Hyalella azteca*, juvéniles et adultes, à des sédiments contaminés à l'U. Les amphipodes juvéniles étaient beaucoup plus sensibles à l'U que les adultes. Selon cette étude, une CL_{20} de 15 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments et une CL_{50} de 57 mg $U \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments ont été calculées pour les *Hyalella azteca* juvéniles.

Aucune directive n'étant disponible pour l'U dans les sédiments, Kurias *et al.* (2000) ont établi des concentrations préalables pour le nord de la Saskatchewan, là où des mines d'U sont exploitées au Canada. Ils ont utilisé la méthode des concentrations préalables (CP) (Neff *et al.*, 1986) avec des données de surveillance environnementale pour les concentrations de polluants des sédiments et des données de surveillance correspondantes sur les invertébrés benthiques provenant des lacs près des mines d'U en exploitation et en phase préalable à l'exploitation pour calculer la dose minimale ayant un effet (DME) et la dose ayant un effet grave (DEG). La DME correspond à la dose à laquelle des effets écotoxiques réels deviennent apparents. La DEG correspond à la dose qui pourrait éliminer la plus grande partie des organismes benthiques (Persaud *et al.*, 1992).

La méthode de la CP est fondée sur les effets et s'applique aux organismes benthiques; elle permet l'estimation de la concentration de polluants la plus forte qui puisse être tolérée par une proportion définie des espèces benthiques. Elle peut aussi tenir compte des effets combinés d'expositions simultanées à plusieurs polluants présents dans une région. La DME calculée pour l'U dans les sédiments était de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments contaminés à l'U et la DEG, 390 $mg \cdot kg^{-1}$ ps. Ces valeurs sont les meilleures estimations de la toxicité potentielle des sédiments contaminés à l'U pour les invertébrés benthiques et ont été calculées au moyen de méthodes semblables à celles utilisées par le ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le calcul de sa directive sur la qualité des sédiments pour d'autres polluants (Persaud *et al.*, 1992).

Selon la méthode décrite plus haut, la VCT pour les sédiments contaminés à l'U se situe dans une plage de 15 à 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments. La valeur de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments a été choisie comme VCT et comme VESEO. Elle se rapproche de la limite de confiance (LC) 95 % de 29,5 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments (la LC 90 % est de 17 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments) des concentrations de fond d'U dans les sédiments du nord de la Saskatchewan (Friske, 2000). Une VCT inférieure serait inappropriée parce qu'elle s'inscrirait dans la plage des concentrations de fond normales. Même avec une VCT proche du 95^{e} percentile de la concentration de fond, une faible augmentation des polluants entraînerait le dépassement de la VESEO dans certaines régions. Le Tableau 4 résume les VCT et les VESEO pour la faune et le biote aquatique utilisées dans la présente évaluation.

3.3.2 Caractérisation de l'exposition et analyse des risques

La présente section décrit les valeurs estimées de l'exposition et les quotients de risque calculés pour évaluer les effets de l'exposition à l'U sur les espèces fauniques et aquatiques de l'environnement canadien. La VEE pour les espèces représentatives sont calculées et comparées aux VESEO pour la faune et les autres biotes terrestres et aquatiques (Macdonald, 1998). On a utilisé l'information sur la diète de la faune et on a calculé les taux d'ingestion des aliments et de l'eau avec le WCEM du SCF (Brownlee, 1999) au moyen des méthodes tirées du *Wildlife Exposure Factors Handbook* of the U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA, 1993). Les données empiriques et les relations allométriques ont servi à estimer l'ingestion d'aliments et d'eau des espèces exposées. L'exposition à l'U a été calculée en combinant les taux d'ingestion des aliments et de l'eau aux niveaux environnementaux d'U près des installations nucléaires. Les concentrations d'uranium utilisées pour établir les VEE sont les données disponibles les plus récentes, le plus souvent des années 1995 à 1998. Les centrales nucléaires n'ont pas été considérées comme une source d'exposition à l'U dans les sections qui suivent parce qu'elles ne rejettent pas d'uranium en quantités détectables.

3.3.2.1 Méthode biocinétique utilisée pour la faune

On s'attend à ce que le système aquatique soit le plus touché par les rejets d'U des mines et des usines de broyage et des autres installations nucléaires. Les espèces sauvages qui se nourrissent dans les plans d'eau affectés peuvent ingérer de fortes concentrations d'U provenant de l'eau et des autres milieux environnementaux. Pour cette raison, on a besoin d'une concentration médiane précise d'U dans l'eau tant pour les régions de fond que pour les régions affectées afin d'obtenir une évaluation réaliste des risques. Les concentrations médianes dans l'eau sont utilisées dans la présente évaluation pour estimer la quantité d'U ingérée quotidiennement par les espèces représentatives et pour estimer directement la toxicité de l'U pour les organismes aquatiques. Dans le nord de la Saskatchewan, la concentration de fond médiane d'U dans l'eau est inférieure à la limite de détection de 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$, avec un 95^e percentile de 0,35 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations médianes dans les sédiments est de 3,7 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments, et une LC 95 % de 20,5 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments. En Ontario, la concentration de fond médiane d'U dans l'eau est de <0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$, le 95^e percentile étant de 0,28 $\mu g \cdot L^{-1}$. La concentration médiane dans les sédiments est de 4,2 $mg \cdot kg^{-1}$ ps, et un 95^e percentile de 51 $mg \cdot kg^{-1}$ ps (Friske, 2000).

Les quotients de risque estimés ont été fondés sur les niveaux d'exposition du renard roux, du vison, du rat musqué, du malard et du balbuzard. Ces espèces ont été choisies à cause de leur présence dans tout le Canada, ce qui les rend susceptibles à l'exposition aux rejets d'U des mines des usines d'extraction et des IGD. Dans les premiers stades de l'évaluation, on a utilisé le WCEM du SCF. Ce modèle calcule les quantités d'aliments et d'eau consommées quotidiennement, qu'elles proviennent de la documentation ou des équations allométriques. L'ingestion de sol/sédiments a été calculée de façon distincte en fonction de la masse ingérée quotidiennement par les organismes. Ces valeurs (Tableau 5) sont utilisées avec les données sur la concentration environnementale pour obtenir les niveaux d'ingestion. En outre, leur place dans le réseau trophique est telle qu'ils seraient exposés au maximum si l'U s'accumulait dans les espèces dont ils se nourrissent. Les éléments de la diète de la plupart des espèces ont été ajustés pour obtenir l'exposition maximale par le biais d'une sorte d'aliment précis (par

exemple, plantes aquatiques à 100 % pour le rat musqué, poissons à 100 % pour le balbuzard et le vison, ou petits mammifères à 100 % pour le renard). L'ingestion de sol/sédiments a été estimée à partir de la documentation (Beyer *et al.*, 1994), tandis qu'une valeur minimum de 2 % de la diète a été utilisée pour les espèces, comme le balbuzard, qui sont peu susceptibles d'être exposées à de grandes quantités de sol ou de sédiments. On a choisi des taux d'ingestion plus élevés (5 %) pour certaines espèces, comme les fouisseurs du sol ou de la boue, susceptibles d'être exposées à des niveaux d'ingestion plus élevés.

L'ingestion quotidienne totale (IQT) a été calculée :

$$IQT\ (\mu g \cdot j^{-1}) = I_{eau} + I_{aliments} + I_{sol/sédiments}$$

pour laquelle :

- IQT = ingestion quotidienne totale ($\mu g \cdot j^{-1}$),
- I_{eau} = ingestion provenant de l'eau ($\mu g \cdot j^{-1}$),
- $I_{aliments}$ = ingestion provenant des aliments ($\mu g \cdot j^{-1}$) et
- $I_{sol/sédiments}$ = ingestion provenant du sol/sédiments ($\mu g \cdot j^{-1}$).

La masse quotidienne de chaque voie d'ingestion a été estimée au moyen d'équations allométriques empiriques qui ont recours au poids corporel (pc) en grammes pour estimer les paramètres physiologiques (Peters, 1983; Sample *et al.*, 1997). Macdonald (1998) décrit les équations et les hypothèses pour l'ingestion d'U par la faune. L'exposition à l'U par l'abreuvement a été estimée à partir de la quantité d'eau nécessaire à l'activité métabolique des animaux et des concentrations d'U rapportées dans l'eau. De même, l'apport d'U dans les aliments a été estimée à partir des besoins énergétiques des animaux, de la teneur énergétique et des concentrations d'U des aliments. Les besoins énergétiques ont été calculés au moyen d'équations allométriques. La teneur des aliments en calories a été tirée des rapports publiés.

La plupart des données proviennent des rapports sur les espèces de Burt et Grossenheider (1976), de Banfield (1974) et de Sample et Suter (1994). Le poids corporel, les taux d'ingestion d'eau, d'aliments et de sol/sédiments sont présentés dans le Tableau 5. Sample et Suter (1994) rapportent une diète consistant en 68,8 % de mammifères, 12 % d'oiseaux, 10,4 % de plantes, 0,9 % d'insectes et 5,5 % d'autres aliments pour le renard roux et en 46 % de mammifères, 16 % de poissons, 15 d'invertébrés aquatiques, 13 % d'amphibiens et 8 % d'oiseaux pour le vison. Une grande partie de la diète du rat musqué est composée de végétation aquatique (macrophytes). Le malard est un canard de surface qui se nourrit en « picorant » les eaux peu profondes et en séparant les semences, les plantes et les invertébrés des sédiments (Terres, 1982). Le balbuzard est un oiseau de proie qui mange presque uniquement du poisson, bien qu'il puisse s'arrêter à des serpents, à des grenouilles et à d'autres oiseaux à l'occasion (Terres, 1982).

On a utilisé les données présentées dans le Tableau 5 sur le poids corporel des cinq espèces sauvages et sur l'ingestion d'eau, d'aliments et de sol fondée sur leur demande métabolique en énergie, pour calculer les VEE à partir des concentrations rapportées dans l'eau, les sédiments, les poissons, les

macrophytes et les invertébrés aquatiques. Lorsqu'aucune donnée n'était disponible sur les concentrations des éléments de la diète (poissons, macrophytes et invertébrés aquatiques), les concentrations d'U dans le biote ont été estimées au moyen de la moyenne géométrique des taux de concentration rapportés dans Bird et Schwartz (1996), sauf pour les macrophytes, pour lesquels on a utilisé des taux de concentration régionaux, donc plus réalistes. Toutes les concentrations des invertébrés aquatiques ont été estimées au moyen de la MG des taux de concentrations. Dans quelques cas, les concentrations d'U sont rapportées dans les sédiments, mais pas dans l'eau, ou dans l'eau, mais pas dans les sédiments. Dans ces cas, le quotient de risque est signalé dans les tableaux où ils se produisent afin d'indiquer que l'exposition par voie de l'eau ou des sédiments manque dans les calculs.

3.3.2.2 Mines et usines d'extraction d'uranium

Il n'y a présentement aucune mine en exploitation en Ontario, mais il y a trois mines et usines d'extraction dans le nord de la Saskatchewan. Ce sont les installations des lacs Rabbit et Key exploitées par la Cameco Resources Inc. et celle du lac Cluff exploitée par la Cogema Resources Inc.

3.3.2.2.1 Mines de la région d'Elliot Lake

À la suite de la découverte de dépôts d'U au milieu des années 1950, 11 mines et 10 usines associées ont été créées dans le bassin versant de la rivière Serpent dans la région d'Elliot Lake. Rio Algom Ltd. et Denison Mines Ltd. étaient responsables de toutes les opérations minières au milieu des années 1960. Avant les années 1970, les déchets et les effluents miniers étaient rejetés dans le milieu environnant presque sans traitement. Les pratiques de précipitation du radium et de contrôle du pH n'ont commencé qu'au début des années 1970.

Sept IGD et IGR importantes sont situées dans le bassin versant de la rivière Serpent : Denison (exutoire dans le lac Quirke), Quirke (exutoire dans le lac Quirke), Panel (exutoire dans le lac Quirke) Stanleigh (effluent traité rejeté dans le lac McCabe), Stanrock/Can-Met (effluent traité rejeté dans le lac Moose), Lacnor/Nordic (effluent traité rejeté dans le lac Nordic) et Spanish-American (rejets dans la IGD N° 1 de Denison).

Le principal bras de la rivière Serpent prend naissance dans la partie nord-ouest du bassin au lac Ten Mile et s'écoule en direction sud vers le lac Dunlop, traverse le lac Quirke, entre dans le lac Whiskey au nord-ouest pour en ressortir au sud-est. La rivière Serpent s'écoule ensuite vers l'ouest dans le lac Pecors puis, vers le sud, dans les lacs McCarthy, Shedeen et Camp, puis vers l'ouest vers Serpent Harbour et le lac Huron. Un autre de ses bras s'écoule vers l'est et le sud en passant par les lacs McCabe, May et Hough et dans le lac Pecors. La partie centre-ouest du bassin s'écoule à travers la rivière Marshland, de sa source au-dessus des lacs Gullbeak et Elliot, vers l'est à travers les lacs Esten, Marshland, Grandeur, Trout et Depot pour se jeter dans le lac McCarthy.

Le lac Dunlop, en amont des IGD et des IGR, offrent un poste de référence en amont et représente les conditions de base avant exploitation des mines. Le lac Quirke est le plus grand lac du bassin de la rivière Serpent. Il reçoit les effluents traités de la IGR de Denison et des ZDG de Quirke et

Panel. Le lac Pecors reçoit les eaux du lac Whiskey (en aval du lac Quirke) et de la chaîne des lacs McCabe-May-Hough. La qualité des eaux de la chaîne des lacs McCabe-May-Hough est affectée par l'effluent traité de la IGR Stanrock, qui s'écoule dans le lac May. Le lac McCarthy, en aval du lac Pecors, reçoit aussi les eaux de la chaîne du lac Elliot (Elliot-Quimby-Esten-Marshland–Grandeur–Trout–Depot). L'effluent traité de la IGD Nordic pénètre dans le lac Nordic, puis dans la diversion du lac Esten vers la chaîne du lac Elliot. La rivière Serpent, près de l'autoroute 17, reçoit 97 % des eaux du bassin de la rivière Serpent, et on peut considérer la qualité des eaux de ce poste comme représentative des courants combinés du bassin entier. Le bassin du Marcellus Creek apporte les 3 % restants des eaux qui alimentent cette rivière, mais n'est pas influencé par les activités minières.

On surveille plusieurs radionucléides dans l'eau, les sédiments et le biote du bassin de la rivière Serpent. De fortes concentrations de radionucléides sont présentes dans les régions qui reçoivent des effluents des IGD/IGR par rapport aux points de référence.

Les QR réalistes de la rivière Serpent indiquent que l'U peut être toxique pour le biote (c.-à-d. QR >1) dans plusieurs plans d'eau (Tableau 6). Plus précisément, on a calculé des QR élevés pour le lac McCabe, qui reçoit l'effluent traité de la IGD Nordic. La toxicité potentielle de l'U pour la faune provient surtout de la consommation de poissons contaminés, toxicité révélée par le nombre relativement grand de QR supérieurs à 1 pour le balbuzard et le vison. Les sédiments sont une autre source importante de toxicité potentielle de l'U, avec des QR supérieurs à 1 pour les invertébrés benthiques dans plusieurs lacs. Les concentrations d'uranium dans l'eau tendent à être faibles et ne posent un risque que pour l'espèce pélagique la plus sensible, *Ceriodaphnia*. Les quotients de risque supérieurs à 1 pour le balbuzard et le vison dans le lac Dunlop, lac de référence du cours supérieur de la rivière, reflètent les concentrations relativement fortes mesurées dans les poissons de ce lac, alors que le QR supérieur à 1 pour les invertébrés benthiques reflète une forte concentration de fond d'uranium dans les sédiments.

3.3.2.2.2 Lac Beaverlodge, Saskatchewan

Une usine d'extraction a été construite et mise en opération près d'Ace Creek, en aval du lac Ace en 1952, pour extraire du minerai de dépôts locaux. Des mines satellites, souterraine et à ciel ouvert, ont été exploitées de 1970 à 1982. Un total de 12 puits de mine ont été creusés pendant la période de 30 ans de production du lac Beaverlodge. On a extrait le dernier minerai de la mine de Fay, en juin 1982, et le traitement a cessé en août suivant. On utilisait un processus de lixiviation alcaline pour extraire l'U, le taux de récupération allant de 84 % à 97 %.

Le système de gestion des résidus consistait en deux lacs naturels, Fookes et Marie, où se faisait la décantation des résidus solides. On utilisait un lac artificiel, le lac Meadow, pour décanter le radium précipité et sous forme de particules à la suite de l'addition de chlorure de baryum ($BaCl_2 \cdot 2H_2O$) à l'usine de traitement du lac Marie. Le lac Fookes était le principal site de surface de rejet des résidus avec ses 6 millions de tonnes. Le lac Marie a reçu 170 000 tonnes et 101 000 tonnes ont été placées dans le lac Minewater. Le reste des résidus (40 %) ont servi à remblayer des puits

souterrains. Il s'est formé une plage de résidus aux lacs Fookes et Marie. Le lac Minewater, qui coulait naturellement dans Ace Creek, a été redirigé vers le système du Fulton Creek.

La région minière de Beaverlodge a été déclassée. Les activités après déclassement consistaient surtout en la surveillance des divers sites. Les objectifs de clôture pour cette région minière déclassée de la Saskatchewan étaient les directives pour la qualité de l'eau de 250 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'U et 0,11 $Bq \cdot L^{-1}$ pour le ^{26}Ra. Les rejets actuels dans la colonne d'eau proviennent des IGR et des sédiments.

Le Tableau 7 présente les concentrations d'uranium dans l'eau et les sédiments ainsi que les QR réalistes pour la faune et le biote aquatique. Il est à noter qu'il y a peu de mesures récentes des concentrations d'U dans les sédiments. La plus grande partie des données présentées dans le Tableau 7 ont été collectées à la fin des années 1970 et au début des années 1980. De plus, les concentrations dans les sédiments viennent de la couche supérieure (10-15 cm) des sédiments et ne représentent pas nécessairement la qualité des dépôts récents, composés du premier centimètre, ou des quelques centimètres supérieurs des sédiments après bioturbation.

Les quotients de risque étaient supérieurs à un dans presque tous les sites, la seule exception étant Ace Creek (poste de surveillance AC-14) en amont du lac Beaverlodge. Même là, les concentrations d'U dans l'eau étaient fortes et potentiellement toxiques pour les espèces pélagiques. La fréquence des QR supérieurs à un pour les biotes faunique et aquatique montrent bien que l'eau, les sédiments et la consommation de macrophytes et de poissons sont tous des voies importantes de toxicité de l'U pour le biote de ces systèmes aquatiques.

3.3.2.2.3 Mine du lac Cluff, Saskatchewan

La mine du lac Cluff est située dans le bassin versant du Island Creek. Le réseau de drainage inclut le lac Snake, le Snake Creek, le lac Island, la région de marais et de terres humides à l'ouest du lac Island, le lac Agnes et le Island Creek. La Phase I du projet du lac Cluff (1980-1983) consistait en l'extraction à ciel ouvert du corps minéralisé D et du traitement consécutif du minerai à haute et moyenne teneur. Les résidus miniers de la Phase I ont été traités pendant l'extension de la Phase I, entre mai 1983 et août 1984. L'approbation de la Phase II des opérations a été obtenue en juin 1983 et consistait en l'extraction des corps minéralisés Claude, N, O—P et Dominique—Peter. En juin 1994, l'extraction à ciel ouvert a commencé au puits nord, Dominique—Janine, et l'extension de Dominique—Janine (sur les rives du lac Cluff) se poursuit toujours.

L'eau collectée de l'IGR subit un traitement secondaire avant d'être rejetée immédiatement en aval du lac Snake. L'effluent de l'IGR entre dans le lac Island, drainé par le Island Creek, et se déverse dans le lac Sandy avant de se jeter dans la rivière Douglas.

On dispose des concentrations de radionucléides pour l'eau, les sédiments, les poissons, les macrophytes aquatiques, les petits mammifères, les lichens et le sol des lacs et ruisseaux affectés du bassin du Island Creek. Les données de surveillance environnementale sont disponibles à partir de la fin des années 1970 (avant le début des opérations) jusqu'à ce jour.

Le rejet de l'effluent dans le lac Island a provoqué une augmentation d'U dans l'eau et les sédiments à plusieurs endroits par rapport aux conditions de référence. Les concentrations de tous les radionucléides mesurés sont demeurées stables dans le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*) et le grand brochet (*Esox lucius*) du lac Sandy, alors que les concentrations d'U ont augmenté par une facteur de 3 ou 4 dans le grand corégone du lac Cluff et dans le grand brochet du lac Island. Les concentrations d'uranium ont aussi augmenté dans le grand nénuphar jaune (*Nuphar* sp.) du lac Island. Les concentrations d'uranium dans le sol et les lichens à proximité de l'usine sont élevées par rapport à celle du site de référence à 11,5 km de l'usine. Selon des données limitées, la mine n'a pas provoqué d'augmentation des concentrations tissulaires de l'U, du Th, ^{226}Ra ou du ^{210}Pb chez les petits mammifères (campagnols).

Les concentrations d'uranium dans le milieu aquatique et les QR pour les biotes faunique et aquatique sont présentées dans le Tableau 8. Les quotients de risque étaient supérieurs à un, pour le déversoir du lac Island en particulier. Il s'agit du premier lac à recevoir l'effluent de l'IGR, après passage par le traitement secondaire. De fortes concentrations d'U dans l'eau, les sédiments, les poissons et les macrophytes indiquent que ce sont là des voies de toxicité potentielle de l'U pour la faune et le biote aquatique du lac Island.

3.3.2.2.4 Lac Rabbit, Saskatchewan

On surveille la qualité des eaux de surface du lac Wollaston depuis de début des opérations en 1975. Les postes d'échantillonnage du lac incluent les baies Pow Wow, Hidden, Collins et Ivision ainsi que le lac Wollaston même. En outre, le Collins Creek, le lac Harrison et la rivière Umpherville sont également sous surveillance.

La diversion des effluents vers le lac Link a créé, en 1994, une concentration maximum d'U dans les sédiments de 4 000 mg·kg^{-1} ps au poste de surveillance S1 du barrage de sédimentation. Les concentrations d'U les plus fortes dans les sédiments des lacs en aval ont été mesurées dans le lac Horseshoe où, pendant la période de 1985 à 1997, les concentrations variaient de 980 à 2 040 mg·kg^{-1} ps. À d'autres postes, les concentrations d'U dans les sédiments étaient de 4,4 à 430 mg·kg^{-1} ps, et la majorité des concentrations étaient inférieures à
25 mg·kg^{-1} ps.

On dispose des concentrations de radionucléides pour deux espèces de poissons, le meunier rouge (*Catostomus catostomus*) et le grand brochet dans la région du projet du lac Rabbit. Les concentrations de radionucléides dans les macrophytes aquatiques du lac Rabbit pour 1979 à 1985 ne révèlent aucune tendance dans le temps. Les concentrations d'U, de ^{230}Th et de ^{226}Ra sont les plus fortes au poste 2, le poste de surveillance le plus proche du puis du lac Rabbit, et les concentrations de ^{210}Pb varient peu d'un poste à l'autre.

Les concentrations d'uranium dans le milieu aquatique et les QR réalistes pour la faune et le biote aquatique sont présentées dans le Tableau 9. Il est à noter que les QR pour la plupart de ces postes ne sont fondés que sur les concentrations d'U dans les sédiments. Les quotients de risque sont de beaucoup supérieurs à un pour les lacs Link et Horseshoe. Ils sont également supérieurs à un pour le maximum des concentrations d'U dans les sédiments du bassin régional, une valeur de référence considérablement supérieure au 98^{e} percentile de 59 mg·kg^{-1} ps pour l'U dans les sédiments en Saskatchewan (Friske, 2000). Par conséquent, les fortes concentrations naturelles d'U dans les sédiments, qui existaient avant l'exploitation, peuvent provoquer des effets. Des QR inférieurs (<1) sont habituellement enregistrés pour les baies Pow Wow, Hidden et Eagle Point de la baie Collins.

3.3.2.2.5 Lac Key, Saskatchewan

Le bassin versant du David Creek est affecté par l'effluent traité de l'usine, alors que le bassin de l'Outlet Creek est affecté par les activités de dénoyage. David Creek et Outlet Creek se déversent dans la rivière Wheeler et, plus tard, dans le lac Russel. L'effluent traité de l'usine est rejeté dans le lac Wolfe qui se décharge dans le lac Fox, le Yak Creek, le David Creek, le lac Delta, la rivière Wheeler et le lac Russel.

Les eaux de surface collectées à la suite des activités de dénoyage aux corps minéralisés Deilmann et Gaertner sont rejetées dans le lac Horsefly qui, lui, coule dans les lacs Little McDonald et McDonald et dans le McDonald Creek et, enfin, dans Outlet Creek et la rivière Wheeler en direction du lac Russel.

Les données sur les concentrations d'U et d'autres radionucléides sont disponibles pour l'eau, les sédiments, les poissons, les macrophytes, les lichens, la végétation, le sol et les petits mammifères, données qui proviennent de plusieurs postes de surveillance dans la région du lac Key. Pour le bassin du David Creek qui reçoit l'effluent traité de l'usine, les concentrations d'U dans les eaux de surface et les sédiments sont élevées par rapport aux conditions de référence de 1977-1978, alors que les concentrations de radionucléides n'ont à peu près pas changé.

Dans le cas des poissons capturés dans les lacs Delta et Russel, il semble y avoir peu de changement dans les concentrations d'U et de radionucléides dans le temps. Au lac McDonald, par ailleurs, les concentrations d'U dans les tissus du grand corégone ont augmenté avec le temps par rapport aux conditions de référence de 1977. Les concentrations de ^{210}Pb, de ^{210}Po, de ^{226}Ra et d'U ont également augmenté dans les macrophytes.

On a observé peu de variations dans les concentrations de radionucléides dans le sol des sites et aucune tendance dans le temps ne ressort pour la période de 1982 à 1997. Toutefois, les concentrations dans le sol et dans les petits mammifères sont élevées dans les régions affectées par les installations de gestions des résidus à ciel ouvert. Les concentrations révèlent une tendance à la hausse dans le temps pour l'U dans les lichens et les bleuets aux sites du lac Douglas, mais pas toujours pour les autres radionucléides. Dans les lichens, les plus fortes concentrations d'U ont été mesurées aux postes des lacs Hourglass et Marmot où elles variaient de 3,7 à 10,6 mg·kg^{-1} ps.

Le Tableau 10 présente les concentrations d'uranium dans le milieu aquatique, le sol et les petits mammifères avec des QR réalistes. Les quotients de risque étaient habituellement supérieurs à un pour les lacs Horsefly et Little McDonald et, dans une moindre mesure, pour le lac McDonald, ce qui indique que des effets toxiques sont possibles pour la faune et les invertébrés benthiques. Le lac Horsefly reçoit l'effluent des eaux souterraines (effluents de dénoyage) des corps minéralisés Deilmann et Gaertner. Le lac Horsefly se déverse dans le lac Little McDonald puis McDonald, ce qui explique les fortes concentrations d'U dans les sédiments de ces deux derniers lacs. Il est à noter que les QR des lacs Horsefly et Little McDonald sont établies sur les sédiments, aucune donnée n'étant disponible sur les concentrations d'U dans l'eau, les poissons ou les macrophytes. À noter également que la concentration d'U dans les sédiments de 212 $mg \cdot kg^{-1}$ ps dans David Creek en 1992 peut être une anomalie, puisque les valeurs étaient de 3,6 $mg \cdot kg^{-1}$ ps en 1994 et de 5,7 $mg \cdot kg^{-1}$ ps en 1997 et qu'elles étaient également faibles les années antérieures. En général, les QR étaient inférieurs à un pour Delta Creek et David Creek et pour les concentrations de référence maximum rapportées. Cela indique que les concentrations d'U de référence ne peuvent causer aucun effet nuisible, sauf aux espèces les plus sensibles comme *Ceriodaphnia*.

3.3.2.2.6 Conditions de référence — pré-exploitation, Saskatchewan

Les concentrations maximum d'U et d'autres radionucléides dans l'eau, les sédiments, le sol et le biote (aquatique et terrestre) provenant des données pré-exploitation des régions des projets des lacs Cigar, McLean, de la Midwest Joint Venture et de la rivière McArthur ont servi pour évaluer la toxicité potentielle de l'U et des autres radionucléides pour le biote aux concentrations de référence afin de déterminer la pertinence des VESEO sélectionnées.

Le projet du lac Cigar comporte l'extraction souterraine du minerai d'U et le rejet des résidus au site du lac Cigar ainsi que le transport d'une pulpe épaissie de minerai pour le traitement final en concentré. Le bassin versant du lac Cigar comporte les baies Seru et Longyear du lac Waterbury ainsi que les lacs Aline, Cat, Dragon, Bizarre et Abysmal. Le rejet de l'effluent final de l'usine d'épuration des eaux de la mine du lac Cigar se déverse au sud dans une zone de muskeg et est rejeté à travers une chaussée de muskeg dans le lac Aline, qui lui se déverse par le Aline Creek 3 km au nord dans la baie Seru du lac Waterbury (Cigar Lake Mining Corporation, 1998). À cause de sa proximité au lac McLean, plusieurs des données de surveillance environnementale du projet du lac Cigar proviennent de l'installation voisine du lac McLean.

La propriété du lac McLean est située dans le nord de la Saskatchewan à environ 350 km au nord de la ville de La Ronge et 12 km au nord-ouest d'une mine d'uranium exploitée par la Cameco à la baie Collins. La propriété couvre une superficie de 26 604 ha. On s'attend à ce que la mine ait une durée d'exploitation d'environ 16 ans. L'usine aura une capacité nominale de production d'U de 1 800 tonnes par année. Les effluents aqueux de l'usine, les eaux de ruissellement collectées et les eaux de gravité des résidus, seront traitées dans une usine d'épuration des eaux. L'effluent traité est pompé dans le lac Sink en vue d'une décharge contrôlée dans le lac Vulture vers le lac McLean. Le lac Kewen, en aval du lac McLean, est le plan d'eau récepteur le plus éloigné. Le lac Mallen, Collins Creek, en amont

du lac Nadai, et le bassin ouest du lac McLean constituent les sites de référence à cause de leur isolement de l'effluent et de l'exposition aux polluants atmosphériques. En outre, la qualité de l'eau est surveillée aux lacs Fox, Pat, Johannes, Tail, Isis et Osiris à cause de leur proximité au puits JEB et de l'exposition potentielle au gaz Rn.

L'opération de la Cogema au lac McLean est en construction et opérationnelle. La construction de l'usine et des installations de soutien est achevée, l'extraction à ciel ouvert et la mise en stock du minerai provenant du puits JEB sont complétées. En 1999, le puits JEB a été converti en une installation de gestion des résidus et la compagnie a obtenu son permis d'exploitation de l'usine.

La Midwest Joint Venture est une mine d'U qu'on se propose d'exploiter dans de nord de la Saskatchewan 30 km à l'ouest du lac Wollaston, près du lac McLean. L'U du minerai de la mine Midwest sera extrait à l'usine du lac McLean.

Le projet de la rivière McArthur est situé dans la région de l'Athabasca au nord de la Saskatchewan, à peu près à mi-chemin des mines des lacs Key et Rabbit, dans la région des lacs Close et Yalowega. La propriété est d'une superficie de 83 099 ha. Le projet se situe dans la zone de drainage du May Creek qui se déverse dans le lac Yalowega en passant par le May Creek, pour ensuite couler dans le système Baxter–Whitford qui, lui, se déverse dans le lac Waterbury. On catégorise les plans d'eau de la région par récepteur (l'étang Ore Zone, le lac Toby, le lac Boomerang, le Read Creek, le lac Unnamed N° 1, et les lacs Little Yalowega et Yalowega) ou par référence (lac Read, lac Lower Read, lac Upper Read et bassin ouest du lac Boomerang) (TAEM, 1997). Les activités sur le site du projet de la rivière McArthur se poursuivent depuis la fin des années 1970, un travail d'exploration intensif ayant mené en 1988 à la découverte de la zone P2 nord. On a ensuite délimité cette zone. Le minerai se situe près de l'étang Ore Zone à une profondeur de 500 m sous la surface et exige donc la construction d'un puits de mine pour l'extraction et des infrastructures de soutien (McArthur River Joint Venture, 1992). En août 1997, un permis de construction a été consenti au projet de la rivière McArthur afin de permettre la construction de toutes les installations de surface et de soutien nécessaires ainsi que la mise en oeuvre de son programme de construction souterraine, y compris la mise en place du puits n° 2. Un permis d'exploitation minière a été émis en 1999.

Le Tableau 11 présente les concentrations d'U maximum de référence pré-exploitation dans le milieu aquatique, le sol, et les petits mammifères, ainsi que des QR réalistes. Les quotients de risque pour la faune et le biote aquatique étaient inférieurs à un, sauf pour *Ceriodaphnia*, une espèce de zooplancton pélagique sensible, et les invertébrés benthiques dans la baie de Nicholson. Dans le cas des invertébrés benthiques, seulement deux des 59 sites examinés avaient un QR supérieur à un. Par conséquent, les concentrations d'U dans des conditions de base ne causeront pas d'effets nuisibles et les VESEO choisies pour évaluer la toxicité potentielle de l'U dans les mines d'U en exploitation ne sont pas trop prudentes.

3.3.2.3 Installations de raffinage et de conversion de l'uranium et de gestion des déchets

Le concentré d'uranium à la sortie de l'usine est purifié par raffinage et conversion à l'UO_3, puis à l'UO_2 et l'UF_6. L'U_2 est utilisé directement dans la fabrication de combustible pour les réacteurs de type CANDU, alors que l'UF_6 sert d'alimentation au processus d'enrichissement de l'U. Le processus d'enrichissement n'est pas en vigueur au Canada. La Cameco effectue les processus de raffinage et de conversion dans ses installations de Blind River et de Port Hope, en Ontario. À Blind River, le concentré est transformé en UO_3. L'UO_3 de Blind River est expédié à l'installation de conversion de Port Hope où il est transformé en UO_2, pour la production de combustible des réacteurs domestiques, et en UF_6, pour l'exportation. L'uranium métal est également produit dans une usine de spécialités métalliques de Port Hope (CCEA, 1998).

Au Canada, les installations de gestion des déchets pour les déchets radioactifs ont été conçues pour traiter plusieurs types de déchets, y compris les sols contaminés (contamination historique), les déchets liquides et solides, les filtres et les résines contaminés des systèmes de contrôle anti-pollution des centrales nucléaires et le combustible épuisé des réacteurs. Certaines installations sont des structures récentes bien conçues, alors que d'autres sont plus vieilles et moins bien conçues.

3.3.2.3.1 Blind River, Ontario

Blind River est l'emplacement d'une raffinerie de la Cameco. L'installation fut d'abord une propriété exploitée par la Eldorado Resources Ltd. et a commencé ses opérations en 1983.

En 1981, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a lancé un programme afin d'obtenir des données documentaires sur les sols et la végétation à proximité de la raffinerie de la Eldorado Resources Ltd, avant le commencement des opérations. En 1982, on a installé un échantillonneur d'air à haut volume sur le toit de l'hôpital St-Joseph à Blind River. On a abandonné le poste de surveillance de la qualité de l'air de l'hôpital lorsque ce dernier a été démoli en 1992. En 1993, un poste de remplacement a été mis en service dans la ville de Blind River. On analyse régulièrement les filtres de ce poste pour les niveaux de radionucléides dans la matière particulaire en suspension afin d'obtenir des échantillons représentatifs de la qualité de l'air dans la communauté. Depuis 1992, on surveille ainsi la qualité de l'air au moyen d'échantillonneurs à haut volume à quatre postes à proximité de la raffinerie. Ceux-ci fonctionnent de façon continue. Les filtres sont enlevés et analysés tous les 14 jours.

En 1981, un réseau de parcelles de surveillance de la végétation a été créé à proximité de Eldorado Resources Ltd.. Sept postes comportaient 20 arbres, peupliers faux-tremble (*Populus tremuloides*) et pins blancs (*Pinus strobus*), évalués chaque année entre 1981 et 1987 pour les conditions de croissance et les concentrations d'U du feuillage. Des échantillons de sol et d'herbes étaient aussi prélevés à chaque site pendant la période de surveillance. Une autre collection de feuilles et d'autres espèces de plantes a été créée en 1985, et des plantes sauvages comestibles (par exemple, des bleuets) ont été collectées en 1986 à proximité de la raffinerie.

Les concentrations de radionucléides sont également surveillées dans la rivière Mississauga, en amont et en aval de la raffinerie de Blind River. L'exploitation de la raffinerie a eu peu d'effets sur les concentrations de radionucléides.

Selon le peu de données disponibles sur les concentrations d'U dans l'eau et le sol, les QR pour la faune et le biote aquatique sont inférieurs à un (Tableau 12), ce qui indique un faible potentiel d'effets nuisibles.

3.3.2.3.2 Port Hope, Ontario

L'Eldorado Gold Mines a amorcé l'exploitation d'une raffinerie de radium à Port Hope en 1932 afin de récupérer le radium du minerai de pechblende extrait à Port Radium, dans les Territoires du Nord-Ouest. Eldorado Gold Mines a été achetée par le gouvernement en 1944 et renommée Eldorado Mining and Refining Ltd. Les résidus de radium produits à l'usine au début des années 1930 ont été traités sur place jusqu'à 1939. Au début des années 1940, l'usine a changé son exploitation de l'extraction de Ra à la production d'U. On a démonté les laboratoires de Ra en 1955-1956 et on les a enfouis dans l'installation de gestion de déchets de Welcome. Entre 1945 et 1948, les déchets produits à la raffinerie étaient éliminés dans l'installation de gestion de déchets de Monkey Mountain dans les limites de la ville de Port Hope. De grandes quantités de déchets provenant de ce site ont été retirés et transportés à Port Granby en 1959 et 1966. À cause de ces opérations antérieures de raffinage de Ra et d'U, Port Hope Harbour est contaminé par les radionucléides de la famille radioactive du ^{238}U et du ^{232}Th.

Les concentrations d'U en suspension dans l'air sont mesurées à trois postes situés autour de l'usine de la Cameco. Un échantillonneur d'air à haut volume fonctionne 24 heures à la suite desquelles on analyse le filtre pour l'uranium.

Des données sont disponibles pour les concentrations de ^{226}Ra et d'U à divers endroits de Port Hope Harbour pour 1982, et à l'alimentation en eaux de refroidissement pour 1985 à 1998. La qualité de l'eau est mesurée tous les jours au point de rejet dans le lac Ontario près de l'alimentation en eau de refroidissement du sud de l'usine. Cameco publie les données de surveillance de la qualité de l'eau dans des rapports trimestriels de conformité environnementale. Les concentrations d'U dans l'eau à l'alimentation en eau de refroidissement ont diminué depuis les années 1980. Toutefois, les sédiments dans le bassin d'évitage et la cale ouest de Port Hope Harbour sont toujours contaminés par des radionucléides et d'autres polluants. La zone du bassin d'évitage est la plus contaminée quant aux concentrations de radionucléides, avec des concentrations dans les sédiments qui diminuent avec la distance à la source de l'effluent.

Les poissons qui se nourrissent au fond de l'eau, comme la barbotte et la perchaude (*Perca flavescens*), ont constamment des concentrations de radionucléides plus élevées dans leur chair que les espèces qui vivent en eaux libres (par exemple, le touladi). La barbotte et la perchaude sont tous deux des résidents à long terme du bassin d'évitage, parce que ces deux espèces préfèrent les habitats en eaux plus chaudes et tolèrent bien les eaux aux faibles concentrations d'oxygène dissous (c'est souvent

le cas dans le bassin d'évitage). À cause de leurs habitudes alimentaires et de leur résidence dans le bassin pendant de longues périodes, on s'attend à ce que la barbotte et la perchaude soient les espèces les plus exposées à la contamination par les radionucléides dans les sédiments, et à ce que la consommation de ces espèces par des niveaux trophiques supérieurs (par exemple, le huard, les rapaces) permettent le transfert de la contamination par les radionucléides des sédiments dans les chaînes alimentaires terrestre ou aquatique, ou les deux.

En 1987, on a prélevé des échantillons de la surface du sol (0-5 cm) à 23 sites choisis selon un gradient de contamination inorganique établi dans une étude antérieure (1986). Une étude plus récente des niveaux d'U dans le sol de Port Hope a été effectuée en 1997 par la section de phytotoxicologie du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Les concentrations d'U dans le sol sont les plus fortes près de l'installation de la Cameco et diminuent avec la distance, d'un maximum de 90 $g \cdot kg^{-1}$ ps à <2 $g \cdot kg^{-1}$ ps aux sites les plus éloignés de la ville.

Le Bureau de gestion des déchets radioactifs de faible activité (1995) a collecté des échantillons de 35 endroits de Port Hope, y compris les quelque 300 ha qu'on savait les plus affectés de la région par les émissions des cheminées de la raffinerie entre les années 1930 et les années 1950. La concentration d'U maximum qu'on ait mesurée dans le sol était de 51,9 $g \cdot kg^{-1}$ ps de sol

Les tendances dans le temps des concentrations d'U dans le feuillage des érables (*Acer* spp.) à plusieurs sites dans différentes directions de l'instllation de Port Hope pendant les années 1980 à 1987 révèlent une diminution dans le temps importante de la concentration d'U dans le feuillage, cette concentration s'approchant même de la concentration de fond à certains endroits.

Les concentrations d'uranium dans le milieu aquatique et les QR réalistes pour Port Hope sont présentés dans le Tableau 12. Les VEE sont établies à partir d'échantillons collectés surtout entre 1994 et 1995. Les quotients de risque supérieurs à un indiquent qu'il existe un risque de toxicité par l'U pour la faune et le biote aquatique, mais pour les invertébrés benthiques en particulier. L'exposition est surtout due aux sédiments et à la consommation par la faune de poissons et de macrophytes contaminés.

Le Tableau 13 présente les concentrations d'U maximum récentes dans le sol près de la raffinerie d'U de Port Hope. Les VEE sont établies à partir des données d'échantillons collectés en 1997. Les QR prudents pour les invertébrés dans le sol (vers de terre) indiquent que l'U n'est pas toxique pour ces organismes. Toutefois, les concentrations maximum d'U peuvent être nuisibles pour les plantes.

3.3.2.3.3 Installation de gestion des déchets de Port Granby, Ontario

L'installation de gestion des déchets de Port Granby (IGDPG) est exploitée par la Cameco et est située à environ 16 km de Port Hope. L'installation occupe environ 18 ha le long du lac Ontario. L'IGDPG recevait des déchets radioactifs de faible activité de l'Eldorado (les prédécesseurs de la Cameco) entre 1955 et 1988, mais n'accepte plus de déchets aujourd'hui. Les déchets (résidus de traitement, débris d'équipement, déchets industriels et sols) sont couverts d'au moins un mètre de sol planté de végétation.

Un réseau collecte et traite les eaux souterraines et de surface contaminées avant de les rejeter dans le lac Ontario.

Les doses de rayonnement à la clôture du périmètre sont surveillées continuellement au moyen de dosimètres thermoluminescents situés à deux endroits — aux portes est et ouest. La qualité de l'eau est surveillée dans le lac Ontario pendant les périodes de trop-plein des réservoirs de traitement de l'eau.

Les concentrations d'uranium dans l'eau et les QR réalistes sont présentés dans le Tableau 12. Selon le peu de données disponibles et les fortes concentrations d'U rapportées dans l'eau pendant deux événements de débordement, les QR supérieurs à un indiquent qu'il existe un potentiel intermittent d'effets de l'U sur la faune et le biote aquatique dans l'IGDPG pendant les événements de débordement du réservoir lors des orages. Ces fortes concentrations d'U ne sont pas nuisibles pour le biote aquatique du lac Ontario à cause de la dilution rapide des concentrations. Toutefois, il existe un potentiel d'effets localisés près du point de rencontre avec le lac Ontario.

3.3.2.3.4 Installation de gestion des déchets de Welcome, Ontario

L'IGDW couvre une superficie de 36 ha et est située à environ 1 km à l'ouest de Port Hope, Ontario. Il s'agit d'une propriété en forme de L limitée par des routes de la ville, à l'est et à l'ouest, par des terres agricoles, au sud, par l'autoroute 401, au nord, et par un épaviste d'automobiles, au nord-est.

L'IDGW a reçu des déchets radioactifs de faible activité (résidus de traitement et rejets de minerai) des installations de l'Eldorado (soit la raffinerie de Port Hope) des années 1948 à 1955. En 1955, le site de Welcome a été fermé à cause de la contamination par l'As d'un ruisseau et d'un champ voisins, et un nouveau site a été créé à Port Granby. Le volume total de déchets enfouis à Welcome pendant sa période d'exploitation a été estimée à 12 000 m^3. Les concentrations moyennes d'U et de Th des matériaux étaient d'environ 140 et 8 $g \cdot kg^{-1}$, respectivement. L'installation n'accepte plus de déchets. Au milieu des années 1980, tous les déchets avaient été enfouis sous des couches de sol afin d'en améliorer le confinement et de la végétation a été semée sur ce sol. Dans les années 1980, un programme a entrepris de nettoyer les sols entourant l'IGDW qui avaient été contaminés par l'érosion par l'eau et le vent pendant le début de la période d'exploitation de l'installation.

Un réseau de collecte des eaux a été construit en 1956 pour collecter les eaux de surface et souterraines contaminées à l'U, au Ra et à l'As. Cette eau était pompée directement dans le lac Ontario sans traitement préalable. On a amélioré ce système en 1986-1987 en augmentant le volume de l'étang de collecte et en construisant un fossé de crête le long du côté nord de la propriété.

Le Tableau 12 présente les concentrations d'U dans l'eau et les QR réalistes. Les VEE sont fondées sur des échantillons collectés entre 1993 et 1996. Selon le peu de données disponibles et les concentrations relativement élevées d'U rapportées dans l'eau, les QR supérieurs à un pour *Ceriodaphnia* et *Daphnia* indiquent qu'il existe un potentiel d'effets nuisibles de l'U sur les organismes pélagiques comme le zooplancton. Il est à noter que les QR inférieurs à un pour la faune ne révèlent pas

nécessairement que l'U n'est pas potentiellement nuisible à ces animaux, mais bien l'absence de données sur les concentrations d'U dans les sédiments.

3.3.2.3.5 Laboratoires de Chalk River, Ontario

Les Laboratoires de Chalk River (LCR) opérés par Énergie atomique du Canada Limitée sont situées près de Chalk River, Ontario, sur la rivière des Outaouais. Les Laboratoires de Chalk River abritent le réacteur national de recherche universel (NRU), l'installation de production de molybdène 99, des IGD, des piles universelles, ainsi que des piles à combustibles et des piles à matériaux. Énergie atomique du Canada Limitée a mis sur pied un programme de surveillance environnementale en vue de surveiller les émissions dans l'atmosphère et les effluents liquides et qui mesure l'exposition au rayonnement gamma dans l'atmosphère, les précipitations, l'eau potable et les milieux terrestres et aquatiques. Il existe plusieurs sources de rejets d'effluents liquides dans la rivière des Ouatouais. Ce sont les rejets des égouts de traitement qui transportent les eaux de refroidissement et les rejets du puisard du réacteur NRU, de l'usine de reconcentration d'eau lourde et de diverses installations et les eaux décontaminées du centre de traitement; les rejets des égouts sanitaires, de l'égout pluvial 04, le ruisseau 03, qui transporte le ruissellement de surface et le drainage de sub-surface à partir de la zone contrôlée 1 du site des LCR; le ruisseau 05, qui transporte les eaux de ruissellement de surface et les eaux de drainage de la sub-surface des parties ouest de la zone contrôlée 2 du site des LCR, et le ruisseau Perch qui draine plusieurs IGD à travers le lac Perch.

Contrairement à Port Granby et Welcome, les IGD des LCR ne contiennent aucune quantité appréciable d'U. C'est pour cette raison que l'U n'est pas un produit toxique dans l'IGD des LCR et qu'aucune donnée n'existe sur ses concentrations. Par conséquent, les QR du potentiel de toxicité de l'U pour la faune et le biote aquatique n'ont pas été calculés pour les LCR.

3.3.2.4 Résumé et conclusions

Des QR réalistes ont été calculés pour évaluer la toxicité potentielle de l'U rejeté par les mines, les raffineries d'U et les installations de fabrication du combustible CANDU et les IGD, pour des espèces sauvages représentatives et pour le biote aquatique. Les voies considérées dans l'évaluation sont l'exposition à l'eau et aux sédiments contaminés et la consommation d'aliments, de macrophytes et de poissons contaminés. On a également considéré l'ingestion de sol et de sédiments par fouissement et toiletage de la faune pour estimer l'exposition à l'U. La grande fréquence de QR supérieurs à un pour la faune et le biote aquatique indique que le potentiel d'effets nuisibles de l'exposition à l'U rejeté par les mines et les usines d'U est très répandu. Le potentiel d'effets localisés sur la faune et les organismes aquatiques a été établi à deux des trois IGD examinées.

3.4 Rayonnement ionisant

Le rayonnement est mesuré en dose de rayonnement absorbée qui correspond à la quantité d'énergie absorbée par un organisme, un organe ou un tissu à cause de l'exposition à un rayonnement ionisant, divisée par la masse de l'organisme, de l'organe ou du tissu ($J \cdot kg^{-1}$) en grays (Gy), pour laquelle

1 Gy = 1 $J \cdot kg^{-1}$. Le rayonnement ionisant a une énergie d'au moins 12,4 eV et a la capacité de retirer un électron de l'orbite d'un atome pour former une paire ion-électron à partir d'un ion neutre. Le noyau des matières radioactives n'est pas stable et se transforme ou se désintègre en un noyau différent avec la perte d'énergie en rayonnement alpha, beta ou gamma. Le taux de désintégration de ces matières dépend de la demi-vie des radionucléides.

Le rayonnement alpha est produit surtout par les atomes de haute masse atomique. La désintégration du noyau se fait par émission d'un noyau d'hélium à grande vitesse, la particule alpha. Les particules alpha voyagent sur de courtes distances (<15 cm) et ne pénètrent pas la couche morte de la peau (épaisseur de ~70 µm). Le rayonnement alpha constitue un danger interne.

La particule beta est un électron ou un positron libre émis par les radionucléides pendant la désintégration radioactive. Les particules beta peuvent pénétrer les tissus organiques jusqu'à une profondeur de 1 ou 2 cm. Ils constituent donc un danger interne et externe.

Le rayonnement gamma est l'émission de photons par le noyau. Le rayonnement gamma est beaucoup plus pénétrant que les rayonnements alpha et beta et n'a pas de plage précise. L'intensité du rayonnement gamma s'atténue de façon exponentielle à la distance dans un milieu dense. Le rayonnement gamma constitue un danger interne et externe.

L'efficacité biologique relative (EBR) par unité de dose absorbée varie d'un rayonnement à l'autre. Un facteur de pondération est utilisé pour rendre compte de ces différences d'EBR des types de rayonnement à de faibles doses pour les effets biologiques comme le cancer et les défauts génétiques. Un facteur de pondération de un est utilisé pour les rayonnements gamma et beta, sauf pour le rayonnement beta du ^{3}H qui a un facteur de pondération de 3, et un facteur de pondération de 40, pour le rayonnement alpha (section 3.4.1.8).

Pour évaluer l'effet des rejets de radionucléides des installations nucléaires sur les espèces autres que l'être humain, c'est l'exposition chronique à de faibles doses provenant des opérations routinières qu'il faut considérer. Toutes les estimations des doses provenant des données expérimentales et celles faites dans le présent rapport représentent des doses différentielles au delà des doses de fond du contexte naturel. La dose de rayonnement du ^{40}K, qui représente la plus grosse partie de la dose de fond naturelle n'a pas été incluse dans ces calculs. On a considéré les doses de fond naturelles élevées dues aux produits de la désintégration de l'U près des mines et usines d'U, cette dose ayant été calculée à partir des données pré-exploitation de plusieurs mines (section 3.4.2.1).

Les radionucléides émetteurs naturels de rayonnement alpha semblent la source la plus importante d'exposition au rayonnement de fond pour la majorité des organismes. Dans le milieu terrestre, la source est le ^{222}Rn et ses produits de désintégration de courte durée, alors que dans le milieu aquatique, c'est le ^{210}Po qui en est la principale source (UNSCEAR, 1996).

Les doses totales de rayonnement provenant du contexte de fond se situent dans la plage de 0,6 à 7 $mGy \cdot a^{-1}$ pour les feuilles et les aiguilles des plantes terrestres, de 1 à 5 $mGy \cdot a^{-1}$ pour les

mammifères terrestres et de 0,7 à 1,7 $mGy \cdot a^{-1}$ pour les organismes d'eau douce (Macdonald *et al.*, 1996; UNSCEAR, 1996). Toutefois, certaines espèces sauvages peuvent recevoir des doses beaucoup plus fortes de rayonnement de fond à cause de leur habitat. Par exemple, l'accumulation de ^{210}Pb et de ^{210}Po dans le foie et les reins de certains troupeaux de caribous (*Rangifer tarandus*) (Thomas *et al.*, 1992) peut entraîner des doses de 10 à 100 fois supérieures. De même, les animaux fouisseurs qui vivent dans des sols riches en radon peuvent subir des expositions de courte durée équivalentes à plus de 100 $mGy \cdot a^{-1}$ (Macdonald et Laverock, 1998).

3.4.1 Caractérisation des effets

Plusieurs agences internationales ont étudié les effets de l'exposition au rayonnement (Tableau 14) afin de déterminer la dose de rayonnement sous laquelle les populations d'organismes ne subiraient aucun effet (AIEA, 1976, 1992; NCRP, 1991;UNSCEAR, 1996). Ces rapports, conçus selon la méthode de la synthèse d'experts, suggèrent que des doses d'environ 10 $mGy \cdot j^{-1}$ (3,7 $Gy \cdot a^{-1}$) et 1 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,4 $Gy \cdot a^{-1}$) pour les espèces aquatiques et terrestres, respectivement, protégeraient les populations de tout risque. Ces normes de protection radiologique sont fondées sur l'hypothèse que les populations d'organismes disposent de capacités de compensation telles que les effets sur quelques individus n'affecteraient par la totalité de la population ou de la communauté (Barnthouse, 1997).

La méthode d'évaluation des risques environnementaux pour les substances d'intérêt prioritaire de la présente évaluation est quelque peu différente de celle utilisée pour les normes de protection radiologique. La méthode de la présente évaluation requiert d'établir une VCT à partir de laquelle on calcule une VESEO au moyen de facteurs d'application appropriés (Environnement Canada, 1997).

Les VCT sont de préférence des estimations des effets toxiques faibles, comme une CL_{25} ou une CE_{25}, pour l'espèce la plus sensible (Environnement Canada, 1997). Si l'espèce la plus sensible est protégée, on suppose que les taxons moins sensibles le seront aussi. Les VCT des divers groupes taxanomiques sont fondées sur la réaction la plus sensible applicable à la survie de l'espèce, et peuvent donc inclure n'importe quelle variable d'effet, et sur une exposition chronique. On dispose d'une information assez complète sur les effets du rayonnement sur l'environnement, par rapport à d'autres polluants, et de données sur la plupart des groupes taxanomiques importants. Par conséquent, les facteurs d'application utilisés peuvent être de 10 ou moins.

Les sections qui suivent traitent brièvement des données sur les effets pertinents des rayonnements et déterminent des VCT pour les organismes terrestres et aquatiques. On trouvera plus de détails sur les effets de l'exposition aux rayonnements dans ECOMatters Inc. (1999a), Harrison (1997), Macdonald (1999), Anderson et Harrison (1986) et dans les synthèses citées plus haut. L'exposition aux rayonnements est estimée en faisant la somme de toutes les sources externes (par exemple, du sol et des sédiments, de l'air, de l'eau, etc.) et internes (par exemple, par ingestion, par dépôt interne, par inhalation, etc.) de rayonnements et en établissant le lien entre cette dose et les données sur la dose-réponse (c.-à-d. les VESEO) (voir section 3.4.1.6).

À fortes doses, les effets se manifestent par la mort des cellules, ce qui peut causer la perte de tissus et de la fonction de l'organe et, si la dose est assez forte, la mort de l'organisme. Les principaux systèmes touchés par l'exposition aiguë sont les systèmes hématopoïétique, gastro-intestinal et immunologique. Les doses et taux d'exposition plus faibles peuvent affecter la reproduction et provoquer des aberrations chromosomiques et des muations. Les effets génétiques, comme les mutations ponctuelles, les bris de brin simple (BBS) et double (BBD) et l'échange de chromatides soeurs, se produisent à des doses plus faibles tant dans les cellules somatiques que germinales au niveau de toute une population.

Les effets génétiques sont la principale conséquence de l'exposition aux rayonnements à des doses faibles et moyennes. Les rayonnements provoquent plusieurs types de dommages au matériel génétique. Les petites erreurs dans la réparation de l'ADN et les changements dans les mécanismes régulateurs de l'expression génétique peuvent causer le cancer. Le cancer est la principale préoccupation des stratégies de protection des rayonnements chez les humains. Les espèces autres que les humains développent aussi des cancers en réaction aux rayonnements (Gilbert *et al.*, 1996). Toutefois, les stratégies de protection des rayonnements environnementaux mettent l'accent sur les effets sur la reproduction, parce que les populations sauvages surmontent le stress environnemental, lorsque c'est possible, par une augmentation du taux de reproduction. Cela ne s'applique pas nécessairement aux espèces à durée de vie plus longue qui se reproduisent plus lentement. On considère la reproduction (ses processus, de la gametogénèse au développement de l'embryon) comme étant sans doute la variable d'effet la plus inhibitrice pour la survie de la population (Harrison, 1997). Par conséquent, les variables d'effet les plus pertinentes pour l'évaluation des risques écologiques sont celles qui mesurent les changements dans la capacité de se reproduire, c'est-à-dire les facteurs qui affectent la fertilité et la stérilité, comme la réduction du nombre de gamètes produites, la mort des gamètes et l'augmentation d'anomalies et de la mortalité dans les premiers stades de la vie (Harrison, 1997). Les dommages génétiques en soi ne constituent pas une variable d'effet inhibitrice à cause de la difficulté qu'il y a à interpréter l'importance de l'effet au niveau de toute une population (c.-à-d. l'état de santé et la survie de la population) et on suppose que les effets génétiques font partie des effets sur la reproduction. L'absence de considération des dommages génétiques en soi dans la présente évaluation concorde avec la méthode utilisée pour d'autres substances d'intérêt prioritaire génotoxiques.

L'étendue et le genre des dommages causés par l'exposition aux rayonnements dépendent du genre de radiation et de la quantité d'énergie absorbée au site de l'impact. Les rayonnements gamma et X pénètrent les tissus biologiques, déposent moins d'énergie (c.-à-d. faible transfert linéique d'énergie [TLE]) et tendent à provoquer des BBS dans les chromosomes. Les particules alpha pénètrent seulement jusqu'à 70 µm dans les tissus, déposent beaucoup plus d'énergie au site de l'impact (c.-à-d. fort TLE) et tendent à provoquer des BBD et la mort plus rapide des cellules.

Les cellules qui ne se divisent pas ont plus de résistance aux rayonnements ionisants que les cellules qui se répliquent. Les cellules qui se divisent rapidement sont les plus sensibles, ce qui indique que la structure chromosomique est plus vulnérable pendant la division. On présume que cela tient à ce que c'est là un moment pendant lequel la division devient prioritaire par rapport à l'activation de la réparation. Ainsi, l'absorption de rayonnements ionisants provoque la mitose, la croissance et le

métabolisme anormaux. Les mutations sont proportionnelles à la quantité de rayonnement absorbée, selon la quantité d'ADN présent dans la cellule, l'état de fonctionnement de la cellule et l'efficacité des réparations. En général, un débit de dose plus élevé provoquera plus de dommages qu'un débit de dose plus faible, à dose totale égale. Sans doute parce que la réparation peut mieux répondre aux dommages causés par un débit de dose plus faible.

3.4.1.1 Mammifères

Il y a de nombreuses études sur les effets de l'exposition à un rayonnement chronique sur les mammifères. Les données sont très variées. L'AIEA (1992) conclut qu'un débit de dose de 10 $mGy \cdot j^{-1}$ (3,7 $Gy \cdot a^{-1}$) constitue le seuil auquel la capacité de reproduction est affectée, il est peu probable que les doses aiguës de 0,1 Gy provoquent des changements délétères persistants mesurables dans les populations ou les communautés de plantes terrestres ou animales, et qu'une irradiation à un débit de 1 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,4 $Gy \cdot a^{-1}$) n'est pas susceptible de provoquer de changements observables dans les populations animales terrestres. UNSCEAR (1996) conclut qu'un débit de dose inférieur à 10 $mGy \cdot j^{-1}$ (3,7 $Gy \cdot a^{-1}$) pour les membres les plus exposés d'une population n'augmenterait pas sérieusement le taux de mortalité des populations de mammifères et que les effets sur la reproduction sont peu probables à 10 % du débit de dose létal, ou 1 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,4 $Gy \cdot a^{-1}$). En outre, il est peu probable qu'un débit de dose de 0,9 $Gy \cdot a^{-1}$ pour les individus les plus exposés affecte sensiblement la fécondité des populations de mammifères. UNSCEAR (1996) cite également une étude dans laquelle le développement des ovocytes du singe-écureuil (*Saimiri sciureus*) avait une DL_{50} de 42 $\mu Gy \cdot j^{-1}$ (15 $mGy \cdot a^{-1}$), ce qui constitue une dose totale de 40 à 200 mGy au cours de l'étude. En règle générale, les effets chroniques commencent à 10 % de la DL_{50} et les effets sur les ovocytes apparaissent à 1 % de la DL_{50}. Rose (1992) a conclu que le débit le plus faible provoquant une gamme d'effets est d'environ 1 $Gy \cdot a^{-1}$, bien qu'on ait observé des effets à des doses plus faibles. Une dose de 0,07 $Gy \cdot a^{-1}$ augment la mortalité des descendants des souris de laboratoire exposés à l'eau tritiée (Dobson, 1982) et une dose de 0,35 $Gy \cdot a^{-1}$ administrée pendant 30 semaines au moyen du rayonnement alpha du plutonuim réduisent la masse testiculaire et le compte de spermes dans l'épididyme (Searle *et al.*, 1976). On n'a pourtant observé aucun effet sur la fertilité des rats esposés à 36 $Gy \cdot a^{-1}$ (Brown *et al.*, 1964).

La plupart des résultats pour les mammifères indiquent que la natalité est un paramètre plus sensible que la mortalité. La dose totale accumulée à laquelle une réponse donnée se produit augmente à mesure que le débit de dose diminue et que l'exposition est étalée. La variable d'effet la plus sensible chez les mammifères semble être la mort de 50 % des ovocytes immatures, ce qui en soi ne cause pas la stérilité, après exposition à 1 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,4 Gy) pendant le dernier trimestre du développement fœtal des singes (Dobson, 1982). De légers changements au sperme des bœufs se produisent à une dose aiguë de 0,5 Gy, mais la récupération est complète en 30 semaines après l'exposition. Les souris constituent l'espèce la plus sensible aux effets du rayonnement sur la reproduction : la reproduction est endommagée par une dose aiguë d'aussi peu que 0,2 Gy pour les femelles, alors que les mâles sont moins sensibles (3,2 Gy) (AIEA, 1992). Une dose de 3,1 $mGy \cdot j^{-1}$ (1,1 $Gy \cdot a^{-1}$) de ^{3}H absorbée par des souris nouveau-nés a provoqué une réduction de 50 % du nombre d'ovocytes immatures. Il est à noter que le nombre d'ovocytes immatures produit est plus grand que celui qui peut être utilisé pour la reproduction; cela n'affectera donc pas nécessairement la reproduction. L'exposition chronique au

rayonnement gamma à un débit de 13 à 26 mGy·j^{-1} (4,7–9.5 Gy·a^{-1}) sur 10 générations n'a provoqué aucun changement aux naissances par accouchement ou au ratio male:femelle des descendants. L'exposition de souris mâles à de fortes doses (9 Gy pour chacune des 8 générations, 3 Gy pour 15 générations, ou 2 Gy pour 35 générations) n'a provoqué aucun changement à la santé ou à la condition physique des descendants. La survie des mammifères dans une forêt caducifoliée irradiée n'a pas été affectée à un débit de dose de 20 mGy·j^{-1} (7,3 Gy·a^{-1}) (Buech, 1977).

Dans la documentation, la dose aiguë la plus faible ayant causé des effets sublétaux a été observée chez des rats gravides exposés à 10 mGy, ce qui a endommagé les réflexes de leurs descendants (Rose, 1992). Toutefois, on a aussi observé des augmentations de fertilité à des débits de dose faible et une reproduction normale des souris à 16 Gy·a^{-1} (Golder Associates Ltd., 1996). On n'a observé aucun effet sur la fertilité de 10 générations de rats exposés à 7 Gy·a^{-1} ou à six litières successives produites par des rats femelles exposées à 36 Gy·a^{-1} (Brown *et al.*, 1964). Des rongeurs sauvages vivant sur le lit asséché du lac White Oak exposés à des doses à vie de 2 à 3 Gy n'ont révélé aucun effet qui puisse être imputable aux rayonnements (Dunaway et Kaye, 1963). Toutefois, on a observé une augmentation des micronoyaux chez des campagnols (*Clethrionomys glareolus*) exposés à des débits de dose jusqu'à 14,4 mGy·a^{-1} (Cristaldi *et al.*, 1991). On a observé des effets chromosomiques semblables chez les caribous de Norvège après Tchernobyl à des doses de 50 à 60 mGy (Røed *et al.*, 1991). Les preuves s'accumulent également du fait que les dommages causés au matériel génétique n'apparaissent pas dans la génération exposée, mais peuvent apparaître plusieurs générations plus tard (Mothersill et Seymour, 1997).

Selon les données présentées plus haut, la DL_{50} de 1 mGy·j^{-1} (0,4 Gy·a^{-1}) pour le singe-écureuil (Dobson, 1982) a été choisie comme VCT. Un facteur d'application de un a été utilisé pour déterminer une VESEO réaliste de 0,4 Gy·a^{-1}. Cette VESEO, fondée sur une étude sur un petit mammifère, n'est pas trop prudente parce que les données sur les effets sont assez abondantes et que les données disponibles suggèrent que les petits mammifères (l'objet premier de la présente évaluation) sont moins sensibles aux effets du rayonnement que les mammifères plus gros (les orignaux, par exemple).

3.4.1.2 Amphibiens et reptiles

Les données sur les effets du rayonnement sur la survie proviennent en général des seules études sur l'exposition aiguë dont la période d'observation après exposition est souvent de 30 jours (DL_{50} 30 j). L'extension de la période d'observation diminue habituellement la dose qui provoque une mortalité de 50 %. Dans le cas des animaux hétérothermes (à sang froid), la température peut contrôler le temps d'apparition des effets du rayonnement. Par conséquent, pour les poissons, les amphibiens et les reptiles, tous hétérothermes, les études de 60 et 90 jours sont plus appropriées que celles de 30 jours habituellement utilisées pour les mammifères.

Bien que les reptiles et les amphibiens semblent moins sensibles au rayonnement que les mammifères (Ewing *et al.*, 1996; UNSCEAR, 1996), des travaux de Sparrow *et al.* (1970) indiquent que la DL_{50} pour le raseux de fond (*Necturus maculosus*) est inférieure à 1 Gy, ce qui le classe dans la même catégorie de sensibilité que les mammifères. Plusieurs DL_{50} rapportées dans la documentation ne

se comparent pas directement à celles des mammifères parce que la mort des amphibiens se produit longtemps après la période de 30 jours (c.-à-d. DL_{50} 30 j) habituellement utilisée aux fins de comparaison (Sparrow *et al.*, 1970). Cela apparaît clairement pour le raseux de fond dans des expériences pour lesquelles des DL_{50} 30 j de 35,5 Gy chute à 0,8 Gy 200 jours après l'exposition (c.-à-d. DL_{50} 200 j). On suppose que le Necturus est plus sensible que les autres amphibiens à cause de son grand volume interchromosomique (Conger et Clinton, 1973) et de l'absence de système adéquat pour réparer les dommages du rayonnement (Sparrow *et al.*, 1970). Les DL_{50} pour les anoures adultes (grenouilles et crapauds) vont d'environ 6 à 20 Gy (Ewing *et al.*, 1996). Panter (1986) a montré que le stade de vie de la grenouille (*Limnodynastes tasmaniensis*) le plus sensible à l'exposition aiguë est l'œuf fertilisé avec une DL_{50} 40 j de 0,6 Gy. Les urodèles (tritons et raseux de fond) sont aussi sensibles avec des DL_{50} de 1 à 5 Gy, quand on suppose une période de 300 jours après exposition pour que la létalité apparaisse (Sparrow *et al.*, 1970). Les DL_{50} des stades juvéniles sont plus faibles, soit aussi peu que 0,9 Gy pour le crapaud de fowler (*Bufo woodhousei fowleri*). La DL_{50} de l'exposition aiguë au rayonnement change sensiblement tout au long des stades de vie de la grenouille, passant de <1 Gy des premiers stades à plus de 25 Gy pour les adultes (Panter *et al.*, 1987). Les DL_{50} pour les reptiles sont du même ordre que celles pour les amphibiens adultes (>8 Gy).

La DL_{50} aiguë la plus faible rapportée est 0,6 Gy pour l'oeuf fertilisée de la grenouille *L. tasmaniensis*. La deuxième plus faible DL_{50} aiguë rapportée est une DL_{50} sur 200 j de 0,8 Gy pour le raseux de fond (Sparrow *et al.*, 1970). Parce que le raseux de fond est une espèce native du Bouclier canadien tandis que *L. tasmaniensis* est une espèce exotique, les données de toxicité du raseux de fond ont été utilisées pour établir la VESEO. Au moyen d'un rapport de toxicité aigu:chronique de 10, on obtient une valeur de 0,08 Gy pour la toxicité chronique. C'est cette valeur qui a été choisie comme VCT. On obtient la VESEO réaliste en y appliquant un facteur de un pour une VESEO de 0,08 Gy a^{-1}.

3.4.1.3 Poissons

Plusieurs synthèses sur les effets du rayonnement sur les organismes aquatiques ont été publiées (Polikarpov, 1966; Templeton *et al.*, 1971; Chipman, 1972; Ophel, 1976; Blaylock et Trabalka, 1978; Egami et Ijiri, 1979; Woodhead, 1984). Anderson et Harrison (1986) ont fait la synthèse des données sur les effets pour plusieurs variables d'effet provenant d'études dont la dosimétrie était adéquate. Leur synthèse révèle qu'un débit de dose de 5 à 100 mGy j^{-1} (1,8–37 Gy·a^{-1}) couvrirait le niveau auquel une gamme d'effets légers sur la reproduction, le développement et l'intégrité génétique sont détectables dans les tissus et les organes sensibles. L'AIEA (1988) a conclu que le succès de la reproduction diminuerait à des débits de dose de 24 à 240 mGy·j^{-1} (8,8–88 Gy·a^{-1}).

Les poissons sont les plus sensibles au rayonnement des organismes aquatiques autres que les mammifères, et c'est leur capacité de reproduction qui est la variable d'effet la plus sensible. D'autres formes de vie aquatiques sont relativement insensibles au rayonnement chronique. Par exemple, le niveau du seuil d'effet pour la mortalité de *Daphnia pulex* est de 960 mGy·j^{-1} (350 Gy·a^{-1}), lorsqu'il est associé au stress additionnel d'une carence alimentaire (voir section 3.4.1.4.2). Il est à noter que des études antérieures qui ont rapporté des effets du rayonnement

sur les poissons à des doses très faibles ne sont pas fiables parce qu'on n'a pas pu reproduire leurs résultats; que plusieurs d'entre elles étaient mal conçues, surtout pour ce qui est des techniques d'incubation. Les anomalies larvaires ont été attribuées au rayonnement, mais étaient probablement dues aux mauvaises techniques d'élevage (Rose, 1992).

Les DL_{50} pour les poissons adultes s'étendent de 3,8 à 30 Gy, alors que celles pour les embryons de poissons sont de l'ordre de 0,16 à 25 Gy (Tableau 15). La DL_{50} la plus faible rapportée pour les poissons était de 0,16 Gy chez le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) exposé au stade unicellulaire pendant 150 jours (Bonham et Welander, 1963). La DL_{50} la plus faible suivante était de 0,58 Gy pour le stade unicellulaire de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Welander, 1954), puis de 0,9 Gy pour l'exposition aux rayons X de larves de carrelets (*Pleuronectes platessa*) irradiées au stade de la blastula (Ward *et al.*, 1971). Les embryons de saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*) irradiés à 0,5 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,2 $Gy \cdot a^{-1}$) pendant 20 jours n'ont révélé aucune augmentation de la mortalité jusqu'au moment où ils ont été relâchés au stade de saumoneau (Bonham et Donaldson, 1966). L'exposition la plus faible ayant causé des effets sur les organes reproducteurs des poissons semble être 0,25 Gy (Anderson et Harrison, 1986).

Les débits de dose auxquels on remarque les premiers effets sur la fertilité des poissons sont semblables à ceux des mammifères (c.-à-d. 5–100 $mGy \cdot j^{-1}$) (Anderson et Harrison, 1986; Woodhead et Pond, 1987). Peu d'études ont été faites pour déterminer la dose de rayonnement qui provoquerait la mortalité des poissons après exposition chronique. On a observé une réduction significative de la fécondité à des doses chroniques allant de <14,4 à 312 mGy j^{-1}. Les embryons du saumon quinnat exposés pendant 16 à 20 jours, et pour des périodes allant jusqu'à 80 jours, à une source externe de ^{60}Co à un débit de dose de 5 $mGy \cdot j^{-1}$ (dose totale de 330–400 mGy) ont manifesté une augmentation significative de défauts operculaire, mais n'ont manifesté aucune différence importante de mortalité par rapport au groupe témoin — c.-à-d. que les anomalies chez les jeunes poissons ont augmenté, mais que le nombre de saumons adultes qui sont revenus n'a pas été affecté (Donaldson et Bonham, 1964). L'irradiation des œufs de saumon à 5 $mGy \cdot j^{-1}$ (1,8 $Gy \cdot a^{-1}$) pour une dose totale de 3,6 Gy n'a provoqué dans les populations de saumon aucun dommage suffisant pour réduire la capacité de reproduction sur une période de plusieurs générations. Il est à noter que les poissons ayant été exposés à une faible dose de rayonnement sont revenus en plus grand nombre et ont produit une plus grande quantité d'œufs viables que ceux du groupe témoin qui ne l'ont pas été. À 100 $mGy \cdot j^{-1}$, les dommages étaient évidents et le taux de croissance de ces poissons était sensiblement inférieur à celui du groupe témoin (Marko, 1981).

On a observé une réduction significative du taux de croissance après exposition aiguë de truites arc-en-ciel à 0,38 Gy (Welander, 1954). Dans la même étude, on a observé une plus grande fréquence d'anomalies chez les embryons irradiés à 2 Gy. Des malformations importantes ont été observées lorsque des œufs de choquemorts (*Fundulus heteroclitus*) en développement ont été exposés à 3 ou 4 Gy (Rugh et Clugston, 1955). Une dose aiguë de 5 Gy a provoqué une réduction de l'éclosion des œufs de carpes (*Cyprinus carpio*) (Blaylock et Griffith, 1971). Chez le gambusie (*Gambusia affinis*) vivant dans le lac White Oak (Laboratoire national de Oak Ridge), un étang dont les eaux sont contaminées par des radionucléides, l'exposition à 0,6 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,2 $Gy \cdot a^{-1}$) pendant la durée de leur vie a provoqué

une augmentation significative de la mortalité des embryons (Trabalka et Allen, 1977). Par ailleurs, l'exposition de jeunes guppies (*Poecilia reticulata*) à une dose totale de 3,4 à 47 Gy provenant du ^{3}H n'a provoqué aucune augmentation significative de la mortalité (Erickson, 1973).

On peut s'attendre à ce que les populations aquatiques subissent une augmentation de la mortalité à des débits de dose constante de 0,24 $Gy \cdot j^{-1}$ (88 $Gy \cdot a^{-1}$) et une réduction du succès de leur reproduction à 0,024–0,24 $Gy \cdot j^{-1}$ (8,8–88 $Gy \cdot a^{-1}$). À des doses plus faibles, les légers effets provoqués chez les individus seraient intégrés aux capacités reproductives des populations ou seraient éliminés par sélection naturelle (Whicker et Schultz, 1982; McKee *et al.*, 1988). Toutefois, on dispose de peu de données sur les espèces de poissons moins fécondes à développement plus lent que l'on retrouve dans les eaux nordiques, comme le touladi et le doré jaune (*Stizostedion vitreum*) (Golder Associates Ltd., 1996).

Pour les poissons, la DL_{50} aiguë la plus faible était de 0,16 Gy chez le saumon coho exposé au stade unicellulaire, alors que la toxicité. chronique rapportée la plus faible était de 0,6 $mGy \cdot j^{-1}$ pour le gambusie. Cette valeur de 0,6 $mGy \cdot j^{-1}$ a été choisie comme VCT. Cette valeur est en fait une VESEO — c.-à-d. que bien que la mortalité ait augmenté de 3 % pour le groupe témoin et de 5 à 6 % pour les embryons exposés, cette augmentation n'est pas considérée comme biologiquement significative. On a utilisé un facteur d'application de un pour obtenir une valeur de la VESEO de 0,6 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,2 $Gy \cdot a^{-1}$).

3.4.1.4 Invertébrés

3.4.1.4.1 Terrestres

Les insectes adultes sont assez résistants à l'exposition au rayonnement parce qu'il y a très peu de division et de différentiation cellulaires au stade adulte. Les stades juvéniles chez les insectes sont beaucoup plus sensibles au rayonnement parce que les taux de division et de différentiation cellulaires sont plus élevés. Un rayonnement d'environ 0,1 Gy tue les œufs des braconides (*Bracon hebetor*) (O'Brien *et al.*, 1964) et <1,3 Gy tue les œufs de la mouche domestique (*Musca domestica*) (Cole *et al.*, 1959). L'addition expérimentale de radionucléides à des pots de sol n'a réduit le nombre d'invertébrés dans le sol qu'à de fortes doses (0,5 à 1,9 $Gy \cdot j^{-1}$), bien que les populations de vers de terre (lombriciens) aient été réduites à 24 $mGy \cdot j^{-1}$ (Krivolutsky, 1987). Les invertébrés semblent plus affectés par les effets indirects de l'exposition chronique, comme la perte de litière que par le rayonnement même.

La valeur la plus faible ayant un effet observé chez les invertébrés terrestres était de 24 $mGy \cdot j^{-1}$ (8,8 $Gy \cdot a^{-1}$) pour les effets sur les vers de terre. C'est cette valeur qui a été adoptée comme VCT. Un facteur d'application de dix a servi à rendre compte des effets possibles sur la reproduction pour une VESEO de 2,4 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,88 $Gy \cdot a^{-1}$).

3.4.1.4.2 Aquatiques

On dispose de peu de données sur les effets de l'exposition aiguë des invertébrés d'eau douce au rayonnement (Anderson et Harrison, 1986). Chez les invertébrés, on a observé des réductions significatives de la fécondité à des doses chroniques variant de 1,7 à 13 200 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,6 à 4 800 $Gy \cdot a^{-1}$). Les embryons d'anatifes (*Pollicipes polymerus*) étaient les plus sensibles au rayonnement, une réduction de la mue ayant été observée après exposition à de l'eau tritiée à un débit de dose de 1,7 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,6 $Gy \cdot a^{-1}$) (Abbott et Mix, 1979). Dans les écosystèmes aquatiques, les organismes benthiques sont les plus susceptibles d'être exposés à cause de la migration des radionucléides dans les sédiments. L'irradiation chronique à environ 2 $Gy \cdot a^{-1}$ des larves de *Chironomus tentans* dans le lac White Oak a provoqué une augmentation de la fréquence des aberrations chromosomiques, mais aucun autre effet apparent sur les populations (Blaylock, 1965). La réduction du débit de dose à environ 0,1 $Gy \cdot a^{-1}$ due à la désintégration radiologique a provoqué une réduction de la fréquence des aberrations chromosomiques par rapport à celle des populations témoin. Toujours dans le lac White Oak, on a observé une réduction de la production de capsules d'œufs chez l'escargot, *Physa heterostropha*, à une dose de rayonnement d'environ 6 $mGy \cdot j^{-1}$ (2,2 $Gy \cdot a^{-1}$), mais il n'y avait aucune différence de production par rapport à la population qui n'avait pas été irradiée parce que le nombre d'œufs par capsule a augmenté dans la population irradiée (Cooley et Nelson, 1970; Cooley et Miller, 1971; Cooley, 1973). En laboratoire, un débit de dose de 240 $mGy \cdot j^{-1}$ (88 $Gy \cdot a^{-1}$) provenant du ^{60}Co n'a eu aucun effet significatif sur la reproduction, la mortalité ou la grosseur des escargots (Cooley et Miller, 1971). Toutefois, un débit de dose de 2,4 $Gy \cdot j^{-1}$ (880 $Gy \cdot a^{-1}$) a eu des effets significatifs. Les lymnéidés (*Physa acuta*) exposés au stade d'embryon à quatre cellules avaient une DL_{50} aiguë de 10,8 Gy (Ravera, 1968).

On n'observe généralement d'effets sublétaux chez les invertébrés qu'à des doses très fortes. Par exemple, le taux de croissance de *Daphnia pulex* a augmenté à 3–6,5 $Gy \cdot a^{-1}$ (Marshall, 1962). La dose la plus faible provoquant des changements au développement des invertébrés était de 10 Gy pour le copépode calanoïde *Diaptomus clavipes* qui a subi une réduction significative de son taux d'éclosion (Gehrs *et al.*, 1975). Les données sur les invertébrés marins suggèrent que les DL_{50} varient de 2,1 Gy (*Palaemonetes pugio*) à 560 Gy (*Callinectes sapidus*, adultes) (Anderson et Harrison, 1986).

De tous les invertébrés étudiés, l'anatife était le plus sensible au rayonnement, révélant une réduction de la reproduction à 1,7 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,6 $Gy \cdot a^{-1}$). C'est cette valeur qui a été choisie comme VCT. Un facteur d'application de un a servi à déterminer la VESEO de 1,7 $mGy \cdot j^{-1}$ ou 0,6 $Gy \cdot a^{-1}$.

3.4.1.5 Plantes

3.4.1.5.1 Terrestres

La radiobiologie des plantes s'est surtout consacrée aux mutations afin de produire des plantes plus productives. Les jeunes plantes sont beaucoup plus susceptibles au rayonnement que les plantes adultes (Mericle et al., 1955). Le site le plus remarquable des effets du rayonnement est le point de croissance de la racine ou de la tige principale. En général, les plantes ayant plusieurs petits

chromosomes sont plus résistantes au rayonnement ionisant que celles ayant quelques gros chromosomes. À volume chromosomique égal, les espèces ligneuses sont deux fois plus sensibles que les espèces herbacées (Whicker et Schultz, 1982). Les plantes de faible taille et les semences dormantes sont plus résistantes aux effets du rayonnement (Whicker et Schultz, 1982).

Les valeurs de la LD_{50} pour 60 plantes ligneuses varient de 4,1 Gy pour le pin à sucre (*Pinus lambertiana*) à 77 Gy pour le noyer amer (*Carya cordiformis*) et le caryer tomenteux (*C. tomentosa*) (ECOMatters Inc., 1999a). Les angiospermes (conifères) sont plus sensibles, presque d'un ordre de grandeur, que les arbres à feuilles caduques et comptent parmi les plantes les plus sensibles.

Il existe peu d'études sur l'exposition chronique des plantes au rayonnement (ECOMatters Inc., 1999a). Cela tient aux difficultés logistiques liées à la croissance de plantes pendant une longue période dans un champ à rayonnement élevé. Les études chroniques ont surtout été faites avec des irradiateurs de champ placés à l'extérieur ou à partir des régions contaminées par des rejets nucléaires, comme les régions à proximité de Tchernobyl et des zones de gestion des déchets désuètes et inadéquates. Les expériences à long terme de rayonnement sur les plantes ont démontré que la principale variable d'effet est la perte de plantes viables ou la mortalité. L'ordre croissant de radiorésistance se présente comme suit : les conifères, les arbres à feuilles caduques, les lichens et les champignons. Quelques données indiquent que la production de semences viables constitue un indicateur presque aussi sensible des dommages causés par le rayonnement que la mortalité (Woodhead, 1997).

L'effet le plus sensible pour lequel on a mesuré le débit de dose sont les aiguilles deux fois plus longues du pin d'écosse (Pinus sylvestris), par rapport au groupe témoin, à un débit de dose de 0,6 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,2 $Gy \cdot a^{-1}$), lors d'une étude sur l'irradiateur de champ dans le champ d'irradiation au rayonnement gamma (CIRG) du Manitoba (Sheppard et al., 1982). L'effet le plus sensible suivant était un léger effet nuisible sur la croissance observé chez les jeunes plants de pin d'écosse qui poussaient dans de petits pots placés au-dessus d'une IGD à un débit de dose de 2,4 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,88 $Gy \cdot a^{-1}$) (Chandorkar et Dengler, 1987). Les études de Amiro (1994) et Amiro et Sheppard (1994) rapportent une dose minimale sans effet observé (DMEO) de 2,4 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,88 $Gy \cdot a^{-1}$) tirée de l'étude sur l'irradiateur de champ CIRG. Toutes ces études ont rapporté des effets à des débits de dose qui sont faibles par rapport à ceux de la documentation et toutes traitaient d'espèces de plantes canadiennes indigènes. Ces études ainsi que celles de Gunckel et Sparrow (1961), Sparrow et al. (1965) et de Whicker et Fraley (1974) rapportaient toutes des effets nuisibles à des débits de dose entre 2,4 et 19 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,9 et 7 $Gy \cdot a^{-1}$).

Le plus faible effet observé après irradiation aiguë était un effet sur une enzyme reliée à l'auxine, un régulateur hormonal de croissance des plantes. On a observé un effet sur l'activité à 0,1 Gy (Gunckel et Sparrow, 1961). À 0,2 Gy, on a observé une augmentation de la croissance des racines des semis, mais il n'est pas clair que cela ait été une réaction à l'irradiation. La production de graine a chuté de 50 % après irradiation à dose aiguë de 0,51 Gy d'un plant en floraison. D'autres

études ont rapporté des effets à des débits de dose de 1,2 Gy et plus (Tableau 6.17 de Bird *et al.*, 2000).

On a choisi la DMENO de 2,4 $mGy \cdot j^{-1}$ rapportée par Amiro (1994) et Amiro et Sheppard (1994) comme VCT chronique. Cette valeur a été mesurée sur le terrain avec des plantes indigènes du Canada sur plusieurs années. Étant donné le très grand nombre d'espèces testées que l'on trouve dans la documentation, il est peu probable qu'on trouve des espèces plus sensibles à l'avenir, si même on en trouve. Ce niveau de confiance, que l'on possède rarement dans les études écotoxicologiques, exige donc l'application d'un facteur faible, soit un facteur de un, pour calculer la VESEO de 2,4 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,88 $Gy \cdot a^{-1}$).

3.4.1.5.2 Aquatiques

La dose la plus faible provoquant un effet sublétal sur les plantes aquatiques (macrophytes et algues) est de 0,07–0,12 $mGy \cdot j^{-1}$ (0,03–0,04 $Gy \cdot a^{-1}$) et a provoqué la perte du synchronisme de la croissance des cultures de *Chlorella pyrenoidosa* (Chandorkar et Szachrajuk, 1978). La rareté des données sur les effets du rayonnement sur les plantes aquatiques nous a amené à adopter la VESEO des conifères (plantes terrestres) de 0,88 $Gy \cdot a^{-1}$ comme VESEO réaliste pour les algues et pour les macrophytes. Les conifères sont plus sensibles au rayonnement que les lichens. Le lichen est composé d'un champignon en symbiose avec une algue. Par conséquent, le recours aux données sur les conifères pour la VESEO est sans doute prudent.

Le Tableau 16 résume les VESEO pour les organismes terrestres et aquatiques utilisées dans la présente évaluation.

3.4.1.6 Calcul des quotients de risque pour les effets possibles du rayonnement

Pour évaluer les effets nocifs potentiels des concentrations de polluants de chaque installation nucléaire, on a fait deux calculs pour estimer les QR, l'un au moyen de valeurs très prudentes, l'autre au moyen de valeurs plus réalistes. Dans le premier calcul, on a utilisé des VEE hyper-prudentes pour couvrir les effets toxiques possibles. Si le QR qui en résulte est inférieur à un, les rejets de radionucléides sont déterminés non toxiques au sens de la LCPE 1999 quant aux effets de leur rayonnement et les calculs s'arrêtent là. Si le QR qui en résulte est supérieur à un pour l'un quelconque des groupes taxanomiques, le deuxième calcul est alors effectué pour ce groupe taxanomique (QR > 1) au moyen de valeurs estimées de l'exposition (VEE) réalistes. Des estimations préalables prudentes ont été faites avec les concentrations maximum de radionucléides les plus récentes rapportées dans l'environnement ou, dans certains cas, dans les effluents. Lorsque les concentrations dans le biote n'étaient pas mesurées, on les estimait en multipliant la concentration maximum dans un milieu donné par les FC maximum dans Bird et Schwartz (1996). Si le FC d'un radionucléides donné n'était pas dans Bird et Schwartz (1996), on utilisait les valeurs du FC présentées dans Davis *et al.* (1993) (par exemple, pour ^{210}Po). Dans la plupart des cas, les données utilisées étaient de 1996-1998, sauf dans certains cas pour lesquels on a utilisé des données antérieures. Par exemple, les concentrations de radionucléides rapportées pour Port Hope Harbour en 1984 ont servi à la présente évaluation parce que ces valeurs étaient les plus récentes

dont on disposait. Lorsqu'aucune donnée n'était disponible pour un radionucléide de filiation, on a supposé qu'il était en équilibre séculaire avec le radionucléide père. Par exemple, on a supposé que le ^{210}Bi était en équilibre séculaire avec le ^{210}Pb.

Dans la plupart des cas, des données étaient disponibles sur les concentrations de radionucléides dans les poissons et les macrophytes. Pour les poissons collectés aux environs des mines d'U, on présentait souvent les concentrations de radionucléides dans la chair et les arêtes. Dans ce cas, la dose de rayonnement dans les os était additionnée à la dose de rayonnement dans la chair. Cette méthode donne une estimation prudente de la dose parce que les concentrations sont plus fortes dans les os que dans la chair. La dose de rayonnement total pour les poissons est la somme des rayonnements internes et externes de l'eau et des sédiments. On a calculé la dose de rayonnement interne à partir des concentrations de radionucléides mesurées dans les poissons ou à partir de celles estimées au moyen des FC poisson:eau. Dans le calcul des quotients de risque d'effets potentiels du rayonnement, la VEE est exprimée en dose de rayonnement totale (dose interne plus dose externe). Dans la présente évaluation, la dose de rayonnement interne est estimée à partir des concentrations de radionucléides dans les tissus et des facteurs de conversion de la dose (FCD) de Amiro (1997). La dose externe est estimée à partir des concentrations de radionucléides dans le milieu externe (par exemple les sédiments, l'eau) et des facteurs de dose externe de Amiro (1997).

La dose de rayonnement pour les macrophytes a été calculée de la même manière que pour les poissons, c'est-à-dire que la dose totale est la somme de la dose interne et de la dose externe de l'eau et des sédiments. La dose interne a été calculée soit à partir des concentrations de radionucléides mesurées dans les macrophytes, soit à partir de valeurs estimées au moyen d'un FC eau:macrophytes aquatiques. Aucune donnée mesurée n'existe sur les concentrations de radionucléides dans les algues. La dose totale pour les algues était la somme de la dose de rayonnement interne et de la dose externe dans l'eau. On n'a pas tenu compte de la dose externe provenant des sédiments dans la dose de rayonnement totale pour les algues.

Pour la dose de rayonnement des invertébrés benthiques, on a supposé que l'ionisation est uniforme dans tous les sédiments. Les chironomes et les vers tubificidés composent une grande partie de la faune benthique. Ces organismes sont petits et peuvent être décrits comme de petits cylindres entourés de sédiments à l'extérieur et à l'intérieur (c.-à-d. leur tube digestif est rempli de sédiments). Ils sont composés d'environ 90 % d'eau et 10 % de tissus. De même, les sédiments superficiels sont surtout composés d'eau. Ces invertébrés reçoivent une dose interne, provenant des radionucléides internes (déposés dans les tissus et dans les liquides du cytoplasme), de même qu'une dose provenant des radionucléides sorbés au cuticule externe et au cuticule interne qui recouvre leur tube digestif. Cette méthode se démarque de la méthode normale d'évaluation de la toxicité des métaux pour les invertébrés benthiques qui se fonde sur la biodisponibilité des polluants. Cela tient à ce que le rayonnement des radionucléides externes qui peuvent être associés au cuticule peuvent causer des dommages locaux considérables, alors que les polluants externes non radioactifs ne sont habituellement pas toxiques. Cette méthode se démarque aussi de la méthode normale d'évaluation des concentrations de radionucléides dans les invertébrés benthiques qui se fonde sur les concentrations dans l'eau et les FC. On utilise habituellement cette méthode standard dans les situations où on connaît les concentrations aqueuses de

radionucléides, soit par des mesures, soit par des prévisions modélisées, mais qu'on ne connaît pas les concentrations dans les sédiments. Toutefois, cette méthode peut mener à une plus grande incertitude de l'exposition au rayonnement des invertébrés benthiques qui vivent dans les sédiments, par rapport à ceux qui vivent sur les sédiments, à cause de la grande variabilité des FC. Les FC sont spécifiques au site et diminuent à mesure que les concentrations aqueuses augmentent. Le choix d'un FC est particulièrement difficile lorsqu'il est appliqué à des concentrations aqueuses inférieures à la limite de détection. Les estimations de l'exposition au rayonnement fondées sur la concentration dans les sédiments sont plus réalistes que celles fondées sur les concentrations aqueuses, ce qui en fait la meilleure méthode pour la présente évaluation.

Le Tableau 17 présente les FC maximum et les MG des FC entre l'eau et les poissons, les algues et les macrophytes.

Les doses de rayonnement interne pour les organismes terrestres — c.-à-d. les petits mammifères, les lichens, les buissons de bleuets (*Vaccinium* spp.) et le lédon du Groenland (*Ledum groenlandicum*) — ont été fondées sur les concentrations de radionucléides mesurées dans les organismes. Les concentrations de radionucléides dans le sol et dans les invertébrés de la litière ont été calculées à partir des concentrations de radionucléides dans le sol de la même manière que pour les invertébrés benthiques vivant dans les sédiments.

3.4.1.7 Facteurs de conversion de la dose (FCD) et hypothèses

La dose interne pour chaque radionucléide a été calculée en multipliant la concentration du radionucléide dans l'organisme (estimée ou mesurée) par le FCD interne donné dans Amiro (1997), alors que la dose externe a été calculée en multipliant la concentration du radionucléide dans l'eau ou les sédiments par le FCD externe approprié pour l'eau ou le sol et les sédiments. Pour les radionucléides pour lesquels Amiro (1997) ne donnait pas de FCD (^{51}Cr, ^{54}Mn, ^{60}Co, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{106}Ru, ^{124}Sb, ^{134}Cs, ^{144}Ce, ^{144}Pr et ^{228}Ac), on les a calculés selon la méthode décrite dans Amiro (1997). Les valeurs du FCD interne de Amiro (1997) ne rendent pas compte de l'EBR des différents types d'émissions de rayonnement (c.-à-d. qu'ils ne sont pas qualifiés par un facteur de pondération des rayonnements). On a donc modifié les FCD pour rendre compte de l'EBR des rayonnements alpha et beta dans le cas du ^{3}H. Des facteurs de pondération de 40 et de 3 ont été utilisés pour le rayonnement alpha et pour le rayonnement beta du ^{3}H, respectivement. Le document complémentaire (Bird *et al.*, 2000) présente les FCD utilisés dans la présente évaluation.

Les valeurs des FCD internes dans Amiro (1997) représentent des organismes de toutes tailles et supposent, prudemment, que toute l'énergie émise par les radionucléides à l'intérieur des organismes est aussi absorbée par l'organisme, ce qui est raisonnable pour les particules alpha et les électrons qui ne se déplacent pas sur de grandes distances, mais qui surestimera la dose provenant des photons. Cette surestimation sera faible pour les gros organismes parce que la plus grande partie de l'énergie sera absorbée par la grande masse de tissus. Pour les petits organismes, la surestimation dépend de l'énergie et du rendement énergétique du photon. La contribution du photon peut être beaucoup plus faible que la dose provenant des électrons et des particules alpha et n'avoir qu'un léger effet sur la dose totale. Les

FCD sont de Amiro (1997) et sont calculés par la somme des doses provenant de tous les rayonnements énumérés dans le CIPR (1983) pour chaque radionucléide. Tous les radionucléides ayant une demi-vie supérieure à une journée sont inclus explicitement, alors que ceux dont la demi-vie est inférieure à une journée sont inclus implicitement par l'inclusion des valeurs de leur FCD avec celles de leurs pères.

On a utilisé les FCD de Holford (1989) pour l'exposition externe. Ce sont des valeurs du FCD pour les humains, par diverses voies d'exposition, calculées au moyen des codes informatiques EDEFIS (Barnard et D'Arcy, 1986), les paramètres d'entrée étant conformes au CIPR (1983). Le modèle pour l'immersion dans l'eau (et dans l'air) est semblable à celui de Kocher (1983), seule la géométrie de l'exposition étant légèrement différente. Pour l'immersion dans l'eau et dans le sol et les sédiments, le récepteur est submergé à 0,1 m sous la surface d'un plan d'eau, d'un sol ou de sédiments, semi-infini pollué uniformément. On a utilisé les valeurs des FCD de Holford (1989) pour les photons à la surface du plan et des électrons à 70 µm dans la peau. Cela suppose que la plupart des organismes ont une couche d'épiderme qui protège partiellement leur corps du rayonnement des électrons, mais permet la pénétration de l'énergie photonoqiue.

3.4.1.8 Efficacité biologique relative (EBR) des émetteurs alpha et du tritium

La gravité des dommages causés par l'exposition au rayonnement est sensiblement affectée par l'EBR des divers types de rayonnements. Le facteur le plus important qui joue sur l'EBR est le TLE défini comme la quantité d'énergie dissipée par une particule ionisante par micromètre de trajectoire. Aux fins de la protection radiologique des humains, dont la variable d'effet la plus importante est le cancer, le CIPR (1979) recommande qu'un facteur de pondération de 20 soit utilisé pour rendre compte de la plus grande EBR des particules alpha, et qu'un facteur de pondération de un soit utilisé pour les particules beta et les rayons gamma.

Les études effectuées sur les espèces autres que l'être humain pour une gamme de variables d'effet rapportent une plus grande efficacité biologique des particules alpha (de l'ordre de 1 à plus de 300) et du ^{3}H (de l'ordre de 1,8 à 3,8). Plusieurs des radionucléides auxquels les organismes sont exposés dans l'environnement canadien comportent des émetteurs alpha de la famille radioactive de l'U. En outre, plus de 60 % de la dose de rayonnement subie par les organismes aquatiques exposés aux rejets réguliers des centrales nucléaires canadiennes proviennent des émetteurs beta du ^{3}H. Il est donc nécessaire d'incorporer des facteurs d'EBR pertinents pour le ^{3}H et les émetteurs alpha dans les FCD utilisés pour évaluer les doses de rayonnement qui affectent les organismes dans l'environnement canadien.

NCRP (1991) énonce que pour les espèces autres que l'être humain, des facteurs de pondération sont nécessaires pour modifier la dose de rayonnement absorbée et ainsi donner la mesure de la dose biologique efficace sur les organismes aquatiques. Compte tenu que le peu de données disponibles indiquent que l'EBR des différents types de rayonnement dans les organismes aquatiques est semblable à celui que l'on trouve dans les mammifères (Woodhead, 1984), NCRP (1991) suggère qu'il est raisonnable d'appliquer un facteur de pondération de 20 à la dose absorbée de particules alpha.

Blaylock *et al.* (1993) pensent aussi qu'un facteur de pondération de 20 peut être utilisé pour le calcul des doses de particules alpha dans les organismes aquatiques. Pour sa part, UNSCEAR (1996) est d'un autre avis et énonce que les données expérimentales sur les animaux indiquent qu'un facteur de pondération de 5 appliqué au rayonnement alpha serait plus approprié et que les facteurs de pondération pour les rayonnements beta et gamma devraient être l'unité.

L'étude attentive des données présentées dans UNSCEAR (1996) n'a révélé aucune donnée venant étayer le choix d'un facteur de pondération de 5 pour l'estimation des doses dans le biote, dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques. La seule information traitant de l'EBR des émetteurs alpha sont les données sur la réduction de la survie des ovocytes primaires chez les souris auxquelles on a injecté une solution saline de trichlorure de polonium ($PoCl_3$). Dans ce cas, l'EBR du ^{210}Po émetteur d'alpha a été estimée à environ 370. UNSCEAR (1996) présente aussi des données sur l'EBR du ^{3}H de l'ordre de 1,8 à 3,8 en rapport avec le rayonnement gamma externe (^{60}Co ou ^{137}Cs)

Straume et Carsten (1993) ont recensé un grand nombre d'études qui se sont penchées sur l'EBR du rayonnement beta du ^{3}H. Cette synthèse indique que l'EBR du ^{3}H sous forme d'oxyde de tritium (HTO) varie de ~1 à 2,9, selon la variable d'effet et le système cellulaire ou l'espèce testé (Tableau 18). Selon ces données et celles de UNSCEAR (1996), on recommande qu'un facteur de pondération de 3 soit utilisé dans la présente évaluation du risque. Cela concorde avec Pentreath (1998) qui recommande le recours à un facteur de pondération de l'EBR de 3 pour le ^{3}H. Cette valeur n'est pas trop prudente parce qu'il a peu de données sur l'EBR du ^{3}H lié organiquement et parce qu'une EBR de 3 ou 4 a été mesurée lorsque le ^{3}H est lié organiquement aux acides aminés ou à des bases nucléaires telles la thymidine (Straume et Carsten, 1993).

Dans le cas des émetteurs alpha, un facteur de pondération de 40 est recommandé pour la présente évaluation des risques. On a des preuves que les dommages causés par le rayonnement alpha est fondamentalement différent de ceux causés par les rayonnements de faible TLE (Goodhead *et al.*, 1993). Les résultats de plusieurs études révèlent des types de dommages uniques causés aux cellules souches hématopoïétiques (Kadhim *et al.*, 1992) et aux échanges de chromatides sœurs dans les lymphocytes (cité dans Prestwich *et al.*, 1995) par l'exposition aux particules alpha. Le fondement théorique de ces dommages uniques est la présence de grandes plaies causées par l'impact des particules alpha que la cellule ne peut pas réparer. On n'observe pas ces dommages après exposition aux rayonnements de faible TLE, ce qui indique une EBR approchant l'infinité.

L'EBR des rayonnements à TLE élevé a fait l'objet d'un grand nombre d'études. En général, elles ont démontré que les valeurs de l'EBR sont plus élevées à des doses faibles (c.-à-d. à des doses pertinentes pour l'environnement), parce que l'efficacité des rayonnements à TLE faible dépend plus étroitement de la dose, du débit de dose et de la condition des cellules. Les valeurs de l'efficacité biologique relative qu'on obtient d'études de cultures cellulaires *in vitro* exposées de façon uniforme à des rayonnements à TLE faible et élevé s'étendent de 1 à 10. Des études *in vivo* on également été faites afin d'évaluer les valeurs de l'EBR des émetteurs alpha à TLE élevé. Ces études *in vivo* faites à des doses et des débits de dose relativement faibles se rapprochent beaucoup plus des conditions d'exposition naturelle que les études *in vitro* qui étudiaient des doses et des débits de dose très élevés.

Des études sur des souris auxquelles on a injecté des émetteurs alpha (^{210}Po, ^{239}Pu) à de faibles débits de dose avec des variables d'effet comme la mortalité des ovocytes, les anomalies à la tête des spermatozoïde et la réduction de la fonction immunitaire ont révélé des valeurs de l'EBR beaucoup plus élevées (>100) (par exe. : Samuels, 1966; Rao *et al.*, 1991; Jiang *et al.*, 1994; Lord et Mason, 1996). On a obtenu ces valeurs élevées de l'EBR au moyen de variables d'effet (reproduction et fonction du système immunitaire) importantes pour que les populations se maintiennent en santé et se reproduisent activement.

Pour déterminer un facteur de pondération approprié à l'EBR des émetteurs alpha en vue de l'appliquer à l'estimation des doses pour le biote, il est important de considérer les études *in vivo* mentionnées plus haut et les estimations des doses qu'on y a faites. L'établissement précis de l'EBR requiert des estimations précises des doses. Les études *in vivo* ont été effectuées par l'injection d'émetteurs alpha à des souris. On a estimé les doses de rayonnement de ces émetteurs alpha injectés en supposant une distribution uniforme du radionucléide, ce qui peut ne pas refléter la dose réelle de la cible critique. L'incertitude liée à l'estimation de la dose (c.-à-d. la sous-estimation de la dose pour la cible critique) dans les études *in vivo* révèle que la véritable EBR peut être plus faible que la dose rapportée. Par conséquent, étant donné l'incertitude liée aux valeurs élevées de l'EBR d'une part et la pertinence des variables d'effet à la condition physique de la population d'autre part, on recommande qu'un facteur de pondération de 40 soit utilisé dans la présente évaluation pour le calcul des doses d'émetteurs alpha pour le biote.

3.4.2 Caractérisation de l'exposition aux rayonnements et analyse du risque

3.4.2.1 Mines et usines d'extraction d'uranium

La présente section du rapport met l'accent sur l'effet du rayonnement sur les organismes aquatiques. La dose de rayonnement est aussi calculée pour les organismes terrestres — c.-à-d. petits mammifères (campagnols), plantes et invertébrés du sol et de la litière (buissons de bleuets, thé du Labrador et lichens) — quand les données le permettent. On met l'accent sur le milieu aquatique parce que c'est le milieu le plus affecté par les opérations minières. Les systèmes aquatiques reçoivent les rejets des effluents des IGD/IGR, les rejets d'eaux souterraines (effluents de dénoyage) des corps minéralisés et des effluents de traitement du minerai sans compter les rejets des autres déchets des installations minières. D'autres travaux (MacLaren Plansearch Inc., 1987; SENES Consultants Ltd., 1996) ont démontré que les effets des rayonnements sur le biote terrestre sont minimes. Les doses calculées de rayonnement pour les plantes terrestres et les animaux près des mines et des usines de traitement d'U intègrent les doses provenant de l'inhalation et de l'ingestion. La section 3.3.2.2. présente la description des mines et des usines de traitement d'U en exploitation et déclassées.

Le Tableau 19 présente les QR réalistes calculés pour l'exposition aux doses de rayonnement à diverses mines d'U en exploitation et déclassées. Aux fins de comparaison et dans le but d'évaluer la pertinence des VESEO retenues pour la présente évaluation, il présente aussi les quotients de risque pour l'exposition maximum au rayonnement dans des conditions pré-exploitation dans les régions des

lacs Cigar et McLean, de la Midwest Joint Venture et de la rivière McArthur avant que l'extraction ou le traitement du minerai n'ait commencé.

Des effets nocifs potentiels ont été détectés à chacun des sites miniers, leurs QR calculés étant supérieurs à un. Les zones d'effets potentiels sont cependant assez localisées en général et se limitent aux plans d'eau qui reçoivent les effluents directs des opérations d'extraction ou de traitement ou des IGD/IGR. La région du lac Beaverlodge est la seule exception puisque la contamination semble plus généralisée. Beaucoup de données pour le lac Beaverlodge sont relativement vieilles, pour les concentrations de radionucléides dans les sédiments et le biote, en particulier, et pour ce qui est des concentrations de radionucléides de filiation. C'est pour cette raison que des efforts ont été faits pour mieux définir la zone de dégradation des sites du lac Beaverlodge, bien que ces calculs révèlent clairement les effets potentiels de la dose de rayonnement sur le biote aquatique.

Les QR de la région du lac Rabbit sont eux aussi élevés. Ces valeurs touchent les lacs Link (et le lac Horseshoe), contaminés à cause des pratiques de gestion passées — c.-à-d. les eaux de mine étaient pompées dans le lac Upper Link et les eaux de surface ont été diverties vers le lac dans un fossé de drainage jusqu'en 1977. Les concentrations de radionucléides dans les sédiments sont particulièrement fortes dans ces lacs, près du point d'entrée d'eau en particulier

Dans l'ensemble, le potentiel de toxicité radiologique est supérieur pour les invertébrés benthiques que pour les autres invertébrés aquatiques, si l'on en croit le grand nombre de QR supérieurs à un par voie des sédiments par rapport aux espèces pélagiques. C'est assez raisonnable puisque les radionucléides de la famille radioactive de ^{238}U et du ^{232}Th tendent à se fixer aux particules et à migrer de l'eau vers les sédiments du fond et que, par conséquent, les concentrations de radionucléides dans les sédiments sont plus fortes que celles dans l'eau.

Le QR supérieur à un pour les poissons dans les conditions pré-exploitation maximum a été rapporté dans la région de la mine de la Midwest Joint Venture.

En résumé, le biote peut subir des effets nocifs dans les régions localisées proches des points de rejet des effluents des mines et des usines de traitement et des résidus de ces mines et usines d'extraction d'U. En dehors du milieu récepteur à proximité des rejets, les concentrations de radionucléides n'ont généralement pas le potentiel de causer des effets nocifs.

Les concentrations de ^{222}Rn et de radionucléides associés aux particules dans l'air sont mesurées dans un certain nombre de postes à chacune des mines d'U. Ces postes sont situés dans des régions représentatives des conditions de fond et des régions affectées par les opérations minières, y compris l'usine de broyage, les puits et les IGR. Dans le calcul des QR pour l'inhalation de ^{222}Rn par un petit mammifère — une souris ou un campagnol —, on a utilisé les concentrations maximales rapportées au site donné ainsi que les concentrations maximales rapportées pour l'année la plus récente pour laquelle on disposait de données, 1997 dans la plupart des cas. Le Tableau 20 présente ces données.

Une estimation grossière (préalable) de la dose de rayonnement de ^{222}Rn pour une souris a été calculée en supposant qu'un petit humain (20 g) pouvait assez bien représenter une souris, le FCD pour la souris n'étant pas disponible. Dans ces calculs, on a multiplié la concentration de ^{222}Rn dans l'air ($Bq \cdot m^{-3}$) par le FCD (dose efficace annuelle pour les humains provenant du ^{222}Rn et des produits de filiation) de $2,64 \times 10^{-4}$ $mSv \cdot Bq^{-1} \cdot m^{-3}$ pour l'inhalation de ^{222}Rn par les humains (Duport, 1999) corrigé par la taille du corps (taux métabolique), correction effectuée par l'application d'un facteur de correction. Macdonald (1996) donne un poids corporel de 20 g ph pour la souris, poids adopté pour le présent calcul. L'équation allométrique

$$I = (0,54576(pc)^{0,8})/pc$$

pour les mammifères a servi à estimer le taux d'inhalation d'une souris, I étant le taux d'inhalation (m^3 d'air$\cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$) et pc étant le poids corporel en kg de poids vivant. À l'aide de cette équation, on arrive à un taux d'inhalation de 1,19 $m^3 \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour une souris de 20 g. Le taux d'inhalation humain de 0,33 $m^3 \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ est tiré des données sur l'homme de référence de la CIPR (CIPR, 1975). Le rapport de ces deux taux d'inhalation multiplié par 20 donne un facteur de correction de 72:12. Cette valeur rend compte de la différence de taux métabolique (taux d'inhalation) entre la souris et l'humain. Elle rend aussi compte de l'usage d'une EBR de 40, plutôt que de 20, pour l'effet du rayonnement alpha sur les espèces autres que l'être humain pour le FCD de Duport (1999).

Le Tableau 20 présente la dose de rayonnement provenant de l'inhalation de ^{222}Rn pour une souris et les QR. Les QR sont inférieurs à un, en général, et ne sont donc pas nocifs. Seules les émissions de ^{222}Rn de l'échappement de la mine du projet de la Midwest Joint Venture font exception. Le QR de ce site était de 1,3, ce qui indique que les émissions de ^{222}Rn peuvent avoir des effets nocifs. Le projet de la Midwest Joint Venture n'a encore demandé aucune approbation pour de nouveaux développements. Il est donc peu probable que les émissions de ^{222}Rn de ces mines d'U et de l'installation de gestion des déchets soient nocives pour les petits mammifères.

3.4.2.2 Raffineries et installations de conversion d'uranium et installations de gestion des déchets

Les raffineries et usines de conversion d'uranium ainsi que les installations de gestion des déchets sont décrites dans la section 3.3.2.3. Le Tableau 21 présente les QR réalistes calculés pour les raffineries d'uranium et les IGD. Les rejets de l'installation de Blind River ne semblent pas nocifs pour les organismes autres que l'être humain, mais les concentrations de radionucléides de Port Hope Harbour, dues aux rejets historiques de la raffinerie d'U de Port Hope, peuvent être nocives, surtout pour les invertébrés benthiques. Les rejets liquides actuels de la raffinerie de Port Hope étant semblables à ceux de la raffinerie de Blind River et causant des concentrations aqueuses d'U semblables, on considère qu'il est peu probable que les rejets de radionucléides actuels de Port Hope soient nocifs pour l'environnement. Le QR pour les poissons est plus élevé à Port Hope qu'à Blind River (Tableau 21) à cause des rejets historiques.

Les rejets de radionucléides des IGD de Port Granby et de Welcome (Tableau 21) ne semblent pas causer de dommages environnementaux. Dans le cas de la IGD des LCR, le peu de données

disponibles sur le ruisseau East Swamp indique que les rejets peuvent être nocifs pour les poissons. Dans le ruisseau de East Swamp, à Port Granby et Welcome, il y a peu de données permettant d'évaluer les effets sur le milieu aquatique. De même, aucune donnée n'est disponible sur les concentrations de radionucléides dans les sédiments de la plupart des sites, de sorte que les effets des sédiments contaminés sur les invertébrés benthiques n'ont pas été évalués pour la plupart de ces installations. Les données présentées dans EACL (1999) sur l'IGD des LCR indiquent aussi qu'il existe un potentiel d'effets nocifs pour les mammifères (le rat musqué) et pour les invertébrés benthiques de Duke Swamp.

3.4.2.3 Centrales nucléaires

La Ontario Power Generation (OPG) exploite des centrales nucléaires à trois endroits de l'Ontario : Pickering, Bruce et Darlington. Le site de Pickering se situe près de Pickering sur le lac Ontario et compte deux centrales, Pickering NGS-A et Pickering NGS-B. Chaque centrale compte quatre réacteurs nucléaires (unités) et a une puissance électrique de 2 060 et 2 064 MWe, respectivement. Le site de Bruce se situe près de Kincardine sur le lac Huron et comporte aussi deux centrales, Bruce NGS-A and Bruce NGS-B. Chaque centrale de puissance compte quatre réacteurs nucléaires et a une puissance électrique de 3 076 et 3 440 MWe, respectivement. Le site Bruce comporte aussi un site des opérations de gestion des déchets (SOGD) qui consiste en une installation de réduction du volume des déchets et en une installation centrale de maintenance (ICM). Les SOGD reçoivent les déchets des trois sites de l'OPG et les traite pour entreposage. L'ICM offre des services de nettoyage aux trois sites. Le site Darlington est situé près de Bowmanville sur le lac Ontario et compte une centrale nucléaire et une installation d'enlèvement du tritium. La centrale nucléaire de Darlington compte quatre réacteurs ayant une puissance électrique de 3 524 MWe. L'installation d'enlèvement du tritium extrait le ^{3}H de l'eau lourde tritiée et l'entrepose sur les lieux (LaMarre, 1998). L'Hydro-Québec exploite une centrale nucléaire à Gentilly près de Trois-Rivières, Québec, sur le fleuve Saint-Laurent. Cette centrale a un réacteur nucléaire d'une puissance de 675 MWe. Une installation de gestion des déchets radioactifs ainsi qu'une installation d'entreposage à sec du combustible irradié se trouvent aussi sur ce site. La New Brunswick Power Corporation exploite une centrale nucléaire à Pointe Lepreau, près de Saint-Jean, Nouveau-Brunswick, dans la baie de Fundy. Pointe Lepreau compte un réacteur d'une puissance de 680 MWe et une installation de gestion des déchets radioactifs solides.

Toutes les centrales nucléaires surveillent les émissions radiologiques à proximité de leurs installations et à des postes de fond. Cela comprend des endroits frontières pour évaluer la dose potentielle aux populations humaines, des endroits éloignés du site et les postes de fond étant assez loin des sources nucléaires. Richardson (1999) a étudié les programmes de surveillance et les postes d'échantillonnage qui y sont associés pour les centrales de la OPG, de Gentilly et de Pointe Lepreau. Toutes les centrales ont un programme de surveillance radiologique qui surveillent l'exposition aux rayonnements gamma, l'atmosphère, les précipitations, le lait, l'eau potable, les milieux aquatiques et terrestres ainsi que les eaux de surface et les eau souterraines.

Le Tableau 22 présente les quotients de risque pour le biote aquatique. Ces QR sont établis à partir des concentrations des effluents, sauf pour les valeurs pour les poissons et les algues à Pointe

Lepreau, qui sont réalistes, et devraient donc surestimer le risque d'effets sur le biote. Dans tous les cas, les QR sont inférieurs à un et on peut considérer qu'il est peu probable que les rejets de radionucléides de ces centrales nucléaires soient nocifs pour la vie aquatique.

3.5 Effets atmosphériques abiotiques

Il est probable que les radionucléides rejetés dans l'atmosphère sous forme de particules sont éliminées par balayage des particules et, par la suite, par les retombées humides et sèches. Cela s'applique à tous les radionucléides sauf le ^{3}H, le ^{14}C et les gaz rares, comme le ^{222}Rn. Le radon 222 a une courte demi-vie, 3,82 jours, et se désintègre en ^{210}Pb ayant une demi-vie de 22,3 années. Le plomb 210 est éliminé de l'atmosphère par retombées. Le tritium est présent dans l'atmosphère surtout sous forme de vapeur d'eau (HTO) ou d'hydrogène gazeux (HT), alors que le ^{14}C est présent sous forme d'anhydride carbonique ($^{14}CO_2$). Les substances qui appauvrissent l'ozone contiennent en général des atomes de chlore et de brome, caractéristique que ne possèdent pas les radionucléides rejetés par les installations nucléaires. Les potentiel de création d'ozone photochimique et de réchauffement de la planète des radionucléides rejetés sont faibles puisque les quantités de carbone radioactif et d'hydrogène sont très faibles par rapport aux rejets de formes stables des autres sources.

4.0 ÉVALUATION PROPOSÉE DU CARACTÈRE « TOXIQUE » AU SENS DE LA LCPE 1999

LCPE 1999, 64(*a*) : À la lumière des données disponibles sur les effets (dus à l'exposition à l'uranium et aux rayonnements ionisants) des rejets de radionucléides des mines et des usines d'extraction de l'uranium ainsi que des installations de gestion des déchets, on propose que ces rejets entrent dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique.

À la lumière des données disponibles sur les effets (dus à l'exposition à l'uranium et aux rayonnements ionisants) des rejets de radionucléides des raffineries et des usines de conversion d'uranium ainsi que des réacteurs de puissance et de recherche, on propose que ces rejets n'entrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sur sa diversité biologique.

LCPE 1999, 64(*b*): À la lumière des données disponibles, on propose que les rejets de radionucléides des installations nucléaires n'entrent pas dans l'environnement en une quantité ou en une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement essentiel pour la vie humaine.

Conclusion globale proposée : À la lumière de l'évaluation critique des données pertinentes, on propose que les rejets de radionucléides des mines et des usines d'extraction de l'uranium et des installations de gestion soient considérés comme « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

4.1 Considérations pour le suivi (mesures à prendre)

Le fait qu'il soit proposé que les radionucléides rejetés par les mines et les usines de traitement de l'uranium et les installations de gestion des déchets soient considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999, il est en outre recommandé que l'on fasse une priorité de la recherche de solutions de rechange en vue de réduire l'exposition aux rejets de radionucléides des mines et des usines d'extraction de l'uranium et des installations de gestion des déchets. Des discussions ont été entamées avec la Commission canadienne de sureté nucléaire (CCSN) (antérieurement la CCEA) afin de déterminer s'il est possible de gérer ces rejets dans le cadre de la nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*. On propose que le processus de gestion des risques soit formalisé dans le protocole d'entente présentement en négociation entre Environnement Canada et la CCSN. On propose que, si cela est possible, l'élaboration de directives pour la qualité de l'eau et des sédiments pour l'U et les radionucléides, fondées sur les données disponibles, soit une priorité. De nouvelles recherches sur les VESEO pour l'exposition aux rayonnements des espèces autres que l'être humain devraient être une priorité. Elles devraient inclure les effets génétiques des doses de rayonnement pertinentes à

l'environnement et la recherche sur les effets des émetteurs alpha sur des variables d'effet écologiquement pertinentes, afin de vérifier que les facteurs de pondération qui rendent compte de l'EBR plus élevée des émetteurs alpha sont bien appropriés. Dans les évaluations pour la LSIP2 les données sur les effets génétiques ne sont pas pris en compte lors de la détermination des VESEO parce que leur signification au niveau des populations (santé et survie) est difficile à évaluer. Par conséquent, on devrait aussi donner la priorité à la recherche en vue d'augmenter les connaissances sur l'importance écologique des effets génétiques et leur considération dans le cadre de l'évaluation des risques écologiques des contaminants radioactifs et non radioactifs. L'information que contient le présent rapport pourrait servir à la prise de décision de gestion sur la protection de l'environnement contre les rejets de radionucléides d'autres industries (non nucléaires), de même qu'à la prise de décision sur la gestion du risque relatif aux mines d'U sans permis, fermées ou abandonnées.

5.0 RÉFÉRENCES

Abbott, D.T. et M. Mix. 1979. Radiation effects of tritiated seawater on development of the goosebarnacle, *Pollicipes polymerus*. *Health Phys. 36*: 238–287.

AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique). 1976. *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems*. Vienne. 131 pp. (Technical Reports Series No. 172).

AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique). 1988. *Assessing the impact of deep sea disposal of low level radioactive waste on living marine resources*. Vienne. 127 pp. (Technical Reports Series No. 288).

AIEA (Agence internationale de l'énergie atomique). 1992. *Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards*. Vienne (Technical Reports Series No. 332).

Amiro, B.D. 1994. Response of boreal forest tree canopy cover to chronic gamma irradiation. *J. Environ. Radioact. 24*: 181–197.

Amiro, B.D. 1997. Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts. *J. Environ. Radioact. 35*: 37–51.

Amiro, B.D. et S.C. Sheppard. 1994. Effects of ionizing radiation on the boreal forest: Canada's FIG experiment, with implications for radionuclides. *Sci. Total Environ. 157*: 371–382.

Anderson, S.L. et F.L. Harrison. 1986. *Effects of radiation on aquatic organisms and radiobiological methodologies for effects assessment*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Rapport n°. 520/1-85-016).

Banfield, A.W.F. 1974. *The mammals of Canada*. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 439 pp.

Barnard, J.W. et D. D'Arcy. 1986. *EDEFIS, a code for calculating effective dose equivalent for immersion in contaminated media*. Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River, Ontario (Rapport TR-244).

Barnthouse, L.W. 1997. Extrapolating ecological risks of ionizing radiation from individuals to populations to ecosystems. *In*: *Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-Human Species*, Ottawa, Ontario, 1-2 Décembre 1996. Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario. pp. 53–60.

Baweja, A.S., S.R. Joshi et A. Demayo. 1987. Radionuclide content of some Canadian surface waters. A report on the Natural Radionuclides Monitoring Program, 1981–1984. Water Quality Branch, Inland Waters/Lands Directorate, Environment Canada, Ottawa, Ontario (Scientific Series No. 156).

BEAK International Inc. 1998. *Toxicity of uranium and trace metal discharged to the aquatic environment*. Préparé pour la Commission de contrôle de l'Énergie atomique, Ottawa, Ontario, août 1998. Dorval, Québec (N° solicitation No. 87055-7-5010/1).

Beyer, W.N., E.E. Connor et S. Gerould. 1994. Estimates of soil ingestion by wildlife. *J. Wildl. Manage. 58*: 375–382.

Bird, G.A. et W. Schwartz. 1996. *Nuclide concentration factors for freshwater biota.* Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba (Rapport technique TR-703, COG-95-397).

Bird, G.A., P. Thompson, C. MacDonald, M.I. Sheppard et S.C. Sheppard. 2000. Canadian Environmental Protection Act — *Priority Substances List — Supporting document for the environmental assessment of releases of radionuclides from nuclear facilities (impact on non-human biota)*. Préparé pour la Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull, Québec.

Blaylock, B.G. 1965. Chromosomal aberrations in a natural population of *Chironomus tentans* exposed to chronic low-level radiation. *Evolution 19*: 421–429.

Blaylock, B.G. et J.R. Trabalka. 1978. Evaluating the effects of ionizing radiation on aquatic organisms. *Adv. Radiat. Biol. 7*: 103–152.

Blaylock, B.G. et N.A. Griffith. 1971. Effect of acute beta and gamma radiation on developing embryos of carp (*Cyprinus carpio*). *Radiat. Res. 46*: 99–104.

Blaylock, B.G., M.L. Frank et B.R. O'Neal. 1993. *Methodology for estimating radiation dose rates to freshwater biota exposed to radionuclides in the environment*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee (ES/ER/TM-78).

Bonham, K. et A.D. Welander. 1963. Increase in radioresistance of fish to lethal doses with advancing embryonic development. *In*: V. Schultz et A.W. Klement (eds.), *Proceedings of the 1st National Symposium on Radioecology*. Reinhold Publishing Corp., New York, N.Y. pp. 353–358.

Bonham, K. et L.R. Donaldson. 1966. Low-level chronic irradiation of salmon eggs and alevins. *In*: *Proceedings of the Symposium on Disposal of Radioactive Wastes into Sea, Oceans, and Surface Waters*. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne. pp. 869–883.

Bosshard, E., B. Zimmerli et C. Schlatter. 1992. Uranium in the diet: risk assessment of its nephro- and radiotoxicity. *Chemosphere 24*: 309–321.

Brown, S.O., G.M. Krise, H.B. Pace et J. de Boer. 1964. Effects of continuous radiation on the reproductive capacity and fertility of albino rat and mouse. *In*: W. Carlson (ed.), *Effects of ionizing radiation on the reproductive system*. Pergamon Press pp. 103–110 [cité dans Rose, 1992].

Brownlee, L. 1999. Communication personnelle. Centre national de recherche sur la faune, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Hull, Québec.

Buech, R.R. 1977. Small mammals in a gamma-irradiated northern forest community. *In*: J. Zavitkovski (ed.), *The Enterprise*, Wisconsin, Radiation Forest: Radioecological studies. Energy Research and Development Administration, Washington, D.C. p. 167 (ERDA Report TID-26113-P2) [cité dans AEIA,1992].

Burt, W.H. et R.P. Grossenheider (eds.). 1976. *A field guide to the mammals. 3rd ed.* Houghton Mifflin Co., Boston, Massachusetts. 284 pp.

Bywater, J.F., R. Banaczkowski et M. Bailey. 1991. Sensitivity to uranium of six species of tropical freshwater fishes and four species of cladocerans from northern Australia. *Environ. Toxicol. Chem. 10*: 1449–1458.

CCEA (Commission de contrôle de l'énergie atomique). 1996. *Annual report 1995–1996*. Ottawa, Ontario (CC 171-1996).

CCEA (Commission de contrôle de l'énergie atomique). 1998. *Annual report 1997–1998*. Ottawa, Ontario (CC 171-1998).

Chandorkar, K.R. et N.G. Dengler. 1987. Effect of low level continuous gamma irradiation on vascular cambium activity in Scotch pine *Pinus sylvestris L. Environ. Exp. Bot. 27*: 165–175.

Chandorkar, K.R. et R.B. Szachrajuk. 1978. Effect of extremely low radiation dosages on synchronized cultures of *Chlorella pyrenoidosa*. *Health Phys. 34*: 494–498.

Chipman, W.A. 1972. Ionizing radiation. *In*: O. Kinne (ed.), *Marine ecology. Vol. I, Part 3*. John Wiley/Interscience, New York, N.Y. pp. 1579–1657 [cité dans Anderson and Harrison, 1986].

Cigar Lake Mining Corporation. 1998. *Cigar Lake Mining Corporation 1997 annual environmental report*. Saskatoon, Saskatchewan.

CIPR (Commission internationale de protection radiologique). 1959. *Permissible dose for internal radiation*. Pergamon Press, Oxford (CIPR Publication 2).

CIPR (Commission internationale de protection radiologique). 1975. *Reference man: Anatomical, physiological and metabolic characteristics*. Pergamon Press, Oxford (CIPR Publication 23).

CIPR (Commission internationale de protection radiologique). 1979. *Uranium limits for intakes of radionuclides by workers*. Pergamon Press, Oxford (CIPR Publication 30, Part 1, Vol. 2 (3/4)).

CIPR (Commission internationale de protection radiologique). 1983. *Radionuclide transformations. Energy and intensity of emissions*. Pergamon Press, Oxford (CIPR Publication 38).

CNRC (Conseil national de la recherche du Canada). 1983. *Radioactivity in the Canadian aquatic environment*. Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, Ottawa, Ontario. 292 pp. (CNRC n°. 19250).

Cole, M.M. *et al.* Effect of gamma radiation on some insects affecting man. *J. Econ. Entomol. 52*: 448–450 [cité dans Rose, 1992].

Commission consultative d'experts auprès des ministres. 1995. *Rapport de la Commission consultative d'experts auprès des ministres sur la deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire, Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)*. Gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario. 26 pp.

Conger, A.D. et J.H. Clinton. 1973. Nuclear volumes, DNA contents, and radiosensitivity in whole-body irradiated amphibians. *Radiat. Res. 54*: 69–101.

Cooley, J.L. 1973. Effects of chronic environmental radiation on a natural population of the aquatic snail *Physa heterostropha*. *Radiat. Res. 54*: 130–139.

Cooley, J.L. et D.J. Nelson. 1970. *Effects of chronic irradiation and temperature on populations of the aquatic snail* Physa heterostropha. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee (ORNL-4612).

Cooley, J.L. et F.L. Miller, Jr. 1971. Effects of chronic irradiation on laboratory populations of the aquatic snail *Physa heterostropha*. *Radiat. Res. 47*: 716–724.

Cristaldi, M., L.A. Ieradi, D. Mascanzoni et T. Mattei. 1991. Environmental impact of the Chernobyl accident: mutagenesis in bank voles from Sweden. *Int. J. Radiat. Biol. 59*: 31–40.

Davies, P.H. 1980. *Acute toxicity to brook trout* (Salvelinus fontinalis) *and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in soft water*. Colorado Division of Wildlife, Fort Collins, Colorado. 18 pp. (Rapport F-33-R-15).

Davis, P.A., R. Zach, M.E. Stephens, B.D. Amiro, G.A. Bird, J.A.K. Reid, M.I. Sheppard, S.C. Sheppard et M. Stephenson. 1993. *The disposal of Canada's nuclear fuel waste: the Biosphere model, BIOTRAC, for postclosure assessment*. Énegie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba (EACL Rapport technique).

Dobson, R.L. 1982. Low-exposure tritium radiotoxicity in mammals. *In*: *Proceedings of a Workshop on Tritium Radiobiology and Health Physics*, Chiba City, Japon, 27-28 october 1981. Biomedical Sciences Division, Lawrence Livermore National Laboratory, Livermore, California. pp. 120–134 (NIRS-M-41).

Donaldson, L.R. et K. Bonham. 1964. Effects of low-level chronic irradiation of chinook and coho salmon eggs and alevins. *Trans. Am. Fish. Soc. 93*: 333–341.

Dunaway, P.B. et S.V. Kaye. 1963. Effects of ionizing radiation on mammal populations on the White Oak Lake bed. *In*: V. Schultz et A.W. Klement, Jr. (eds.), *Radioecology*. Division of Technical Information Extension, U.S. Atomic Energy Commission, Oak Ridge, Tennessee. p. 333.

Duport, P. 1999. *Annual limit of intake for radon-222 in air*. PJD and Associates Inc., Ottawa, Ontario, mars 1999.

Durbin, P.W. et M.E. Wrenn. 1975. *Metabolism and effects of uranium in animals*. Conference on Occupational Health Experience with Uranium. Energy Research and Development Administration, ERDA, 93. pp. 68–129.

EACL (Énergie atomique du Canada Limitée). 1999. *A safety and hazards analysis of the Chalk River Laboratories waste management areas*. Chalk River, Ontario (Rapport AECL-MISC-306, Rev. 3).

ECOMatters Inc. 1999a. *Effect of radionuclides on plants*. Préparé pour la Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada. Pinawa, Manitoba.

ECOMatters Inc. 1999b. *Fate of major fission and activation radionuclides in the terrestrial and aquatic environments: A contribution to PSL2 documentation*. Préparé pour la Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada. Pinawa, Manitoba.

Egami, N. et K.-I. Ijiri. 1979. Effects of irradiation on germ cells and embryonic development in teleosts. *Int. Rev. Cytol. 59*: 195–248.

Environnement Canada. 1984. *Environmental monitoring program design for uranium refining and conversion operations*. Service de protection de l'environnement, août 1984 (Rapport EPS 3/HA/1).

Environnement Canada. 1997. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Guide version 1.0 - mars 1997*. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull, Québec (Publications sur la protection de l'environnement EPS/2/CC/3E).

Erickson, R.C. 1973. Effects of chronic irradiation by tritiated water on *Poecilia reticulata*, the guppy. *In*: D.J. Nelson (ed.), *Proceedings of the 3rd National Symposium on Radioecology*. U.S. Atomic Energy Commission, Washington, D.C. pp. 1091–1099 (CONF-710501).

Ewing, L.L., C.R. Macdonald et B.D. Amiro. 1996. *Radionuclide transfer and radiosensitivity in amphibians and reptiles*. Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba. 34 pp. (EACL Rapport technique TR-731, COG-96-06).

Friske, P. 2000. Communication personnelle. Commission géologique du Canada.

Gascoyne, M. 1992. Geochemistry of the actinides and their daughters. *In*: M. Ivanovich et R.S. Harmon (eds.), *Uranium series disequilibrium: Applications to earth, marine and environmental sciences. 2nd ed.* Clarendon Press, Oxford. pp. 34–61.

Gehrs, C.W., J.R.Trabalka et E.A. Bardill. 1975. Sensitivity of adult and embryonic calanoid copepods to acute ionizing radiation. *Radiat. Res. 63*: 382–385.

Gilbert, E.S., F.T. Cross et G.E. Dagle. 1996. Analysis of lung tumor risks in rats exposed to radon. *Radiat. Res. 145*: 350–360.

Golder Associates Ltd. 1996. *A review of the biophysical effects of uranium mining and milling in Canada*. Préparé pour la Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario. Calgary, Alberta (RSP-0056).

Goodhead, D.T., J. Thacker et R. Cox. 1993. Effects of radiation of different qualities on cells: molecular mechanisms of damage and repair. *Int. J. Radiat. Biol. 63*: 543–556.

Gunckel, J.E. et A.H. Sparrow. 1961. Ionizing radiations: Biochemical, physiological and morphological aspects of their effects on plants. *In*: W. Ruhland (ed.), *External factors affecting growth and development, encyclopedia of plant physiology*. Springer-Verlag, Berlin. pp. 555–583.

Harrison, F. 1997. Radiobiological endpoints relevant to ecological risk assessment. *In*: *Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-human Species*, Ottawa, Ontario, 1-2 Décembre 1996. Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario. pp. 39–52.

Harrison, J.D. et J.W. Stather. 1981. The gastrointestinal absorption of protactinium, uranium, and neptunium in the hamster. *Radiat. Res. 88*: 47–55.

Holdway, D.A. 1992. Uranium toxicity to two species of Australian tropical fish. *Sci. Total Environ. 125*: 137–158.

Holford, R.M. 1989. *Supplement to dose conversion factors for air, water, soil and building materials*. Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River, Ontario (Rapport AECL-9825-1).

Hyne, R.V., G.D. Rippon et G. Ellender. 1992. pH-dependent uranium toxicity to freshwater hydra. *Sci. Total Environ. 125*: 159–173.

Jiang, T.N., B.I. Lord et J.H. Hendry. 1994. Alpha particles are extremely damaging to developing hemopoiesis compared to gamma irradiation. *Radiat. Res. 137*: 380–384.

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. *Trace elements in soils and plants. 2nd ed.* CRC Press, Boca Raton, Florida. 365 pp.

Kadhim, M.A., D.A. Macdonald, D.T. Goodhead, S.A. Lorimore, S.J. Marsden et E.G. Wright. 1992. Transmission of chromosomal instability after plutonium α-particle irradiation. *Nature 355*: 738–740.

Kinch, C. et D. McLaughlin. 1998. *Technical memorandum — Port Hope garden trials — 1997. Phytotoxicology Section*, Standards Development Branch, Ontario Ministère de l'Environment et de l'Énergie, Toronto, Ontario (SDB-005-3511-1998).

Kocher, D.C. 1983. Dose-rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. *Health Phys. 45*: 665–686.

Kocher, D.C. 1989. Relationship between kidney burden and radiation dose from chronic ingestion of U: implications for radiation standards for the public. *Health Phys. 57*: 9–15.

Krivolutsky, D.A. 1987. Radiation ecology of soil animals. *Biol. Fertil. Soils 3*: 51–55.

Kurias, J., P. Thompson and S. Munger. 2000. Using benthic invertebrates and sediment chemistry monitoring data for estimating LELs and SELs for contaminants of concern at uranium mine sites in northern Saskatchewan. *In*: *Proceedings of the 2nd International Symposium on Ionizing Radiation*, Ottawa, Ontario, 10-14 mai 1999. Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario (sous presse).

LaMarre, J.R. 1998. *Annual summary and assessment of environmental radiological data for 1997*. Environment Department, Technical Support Division, Ontario Hydro Nuclear, Toronto, Ontario (N-REP-03419-0264 R0).

Landa, E.R. et J.R. Gray. 1995. US Geological Survey research on the environmental fate of uranium mining and milling wastes. *Environ. Geol. 26*: 19–31.

Leggett, R.W. 1989. The behavior and chemical toxicity of U in the kidney: a reassessment. *Health Phys. 57*: 365–383.

Leggett, R.W. et J.D. Harrison. 1995. Fractional absorption of ingested uranium in humans. *Health Phys. 68*: 484–498.

Linsalata, P. 1994. Uranium and thorium decay series radionuclides in human and animal foodchains — a review. *J. Environ. Qual. 23*: 633–642.

Linsalata, P., R. Morse, H. Ford, M. Eisenbud, E.P. Franca, M.B. de Castro, N. Lobao, I. Sachett et M. Carlos. 1989. Transport pathways of Th, U, Ra and La from soil to cattle tissues. *J. Environ. Radioact. 10*: 115–140.

Lord, B.I. et T.M. Mason. 1996. On the relative biological effectiveness of alpha-particle irradiation with respect to hemopoietic tissue. *Radiat. Res. 145*: 510–518.

Low-Level Radioactive Waste Management Office. 1995. *Delineation of the area affected by historical airborne deposition from the processing of ores containing radium and associated elements in Port Hope, Ontario*. Ébauche interne. Préparée pour la Siting Task Force, Ottawa, Ontario (STF Technical Bibliography No. 390).

Luckey, T.D. 1980. *Hormesis with ionizing radiation*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Macdonald, C.R. 1996. *Ingestion rates and radionuclide transfer in birds and mammals on the Canadian Shield*. Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba (Rapport technique AECL TR-722, COG-95-551).

Macdonald, C.R. 1998. *The chemical toxicity of uranium to wildlife*. Rapport pour la Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada. Pinawa, Manitoba. 32 pp. (Contrat n°. K2221-7-0076).

Macdonald, C.R. 1999. *Tier 1 risk assessment of the exposure of wildlife to uranium in the Canadian environment*. Rapport pour la Division des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada. Northern Environmental Consulting and Analysis, Pinawa, Manitoba. 43 pp. (Contrat n°. K2221-9-0043).

Macdonald, C.R. et M.J. Laverock. 1998. Radiation exposure and dose to small mammals in radon-rich soils. *Arch. Environ. Contam. Toxicol. 35*: 109–120.

Macdonald, C.R., L.L. Ewing, B.T. Elkin et A.M. Wiewel. 1996. Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the Canadian Arctic; 1992–94. *Sci. Total Environ. 182*: 53–73.

MacLaren Plansearch Inc. 1987. *Transfer parameters in the water/forage/moose pathway*. Préparé pour Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario. Toronto, Ontario (INFO-0244).

Marko, A.M. 1981. *Biological effects of ionizing radiation*. Énergie atomique du Canada Limitée, Chalk River, Ontario (Rapport AECL-7164).

Marshall, J.S. 1962. The effects of continuous gamma radiation on the intrinsic rate of natural increase of *Daphnia pulex*. *Ecology 43*: 598–607.

Maynard, E.A. et H.C. Hodge. 1949. Toxicity following parenteral administration of certain soluble uranium salts. *In*: C. Voegtlin et H.C. Hodge (eds.), *Pharmacology and toxicology of uranium compounds*. McGraw-Hill, New York, N.Y. pp. 309–376 [cité dans Bosshard *et al.*, 1992].

McArthur River Joint Venture. 1992. *McArthur River Project underground exploration program: appendices*. McArthur River Joint Venture, Uranerz Exploration and Mining Ltd., Cameco Resources Ltd., Interuranium Canada Ltd. and Cogema Canada Ltd., Saskatoon, Saskatchewan.

McGee, E.J., K.J. Johanson, M.J. Keating, H.J. Synnott et P.A. Colgan. 1995. An evaluation of ratio systems in radioecological studies. *Health Phys. 70*: 215–221.

McKee, P.M., D.R. Hart et D.L. Lush. 1988. *Sensitivity to ionizing radiation of organisms other than man — an overview with emphasis on cellular and ecosystem effects*. Préparé par Beak Consultants Limited pour le Service de protection de l'environnement, Environnement Canada, Toronto, Ontario, et la Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario (Beak Ref. 2391.1).

Mericle, L.W., V.R. Phelps et A.C. Wheeler. 1955. Dose–effect relationships in X-irradiated barley embryos. *Genetics 40*: 585 [cité dans Luckey, 1980].

Morris, S.C. et A.F. Meinhold. 1995. Probabilistic risk assessment of nephrotoxic effect of uranium in drinking water. *Health Phys. 69*: 897–908.

Mothersill, C. et C. Seymour. 1997. Lethal mutations and genomic instability. *Int. J. Radiat. Biol. 71*: 751-758.

NCRP (National Council on Radiation Protection and Measurement). 1991. *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms*. Washington, D.C. (NCRP Report No. 109).

Neff, J.M., D.J. Bean, B.W. Cornaby, R.M. Vaga, T.C. Gulbransen et J.A. Scanlon. 1986. *Sediment quality criteria methodology validation: Calculation of screening level concentrations from field data.* Environmental Protection Office, U.S. Environmental Protection Agency, Battelle, Washington. 60 pp.

O'Brien, R.E. et L.S. Wolfe. 1964. Non genetic effects of radiation. *In*: *Radiation, radioactivity and insects.* Academic Press, New York, N.Y. pp. 23–54 [cité dans Rose, 1992].

Ophel, I.L. 1976. Effects of ionizing radiation on aquatic organisms. *In*: *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems.* Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne. pp. 57–88 (Technical Reports Series No. 172).

Panter, H.C. 1986. Variations in radiosensitivity during the development of the frog *Limnodynastes tasmaniensis*. *J. Exp. Zool. 238*: 193–199.

Panter, H.C., J.E. Chapman et A.R. Williams. 1987. Effect of radiation and trophic state on oxygen consumption of tadpoles of the frog *Limnodynastes tasmaniensis*. *Comp. Biochem. Physiol. 88A*: 373–375.

Parkhurst, B.R., R.G. Elder, J.S. Meyer, D.A. Sanchez, R.A. Pennak et W.T. Waller. 1984. An environmental hazard evaluation of uranium in a Rocky Mountain stream. *Environ. Toxicol. Chem. 3*: 113–124.

Pentreath, R.J. 1998. Radiological protection criteria for the natural environment

Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton. 1992. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Water Resources Branch, Ministère de l'Environment de l'Ontario, Toronto, Ontario (ISBN O-7729-9248-7).

Peters, R.H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press, Cambridge.

Pickett, J.B., W.L. Specht et J.L. Keyes. 1993. *Acute and chronic toxicity of uranium compounds to* Ceriodaphnia dubia. Savannah River, Aiken, South Carolina. Westinghouse Savannah River Co., Aiken, South Carolina. Préparé pour le Department of Energy en vertu du contrat DE-AC09-89SR 18035. 57 pp. (WSRC-RP-92-995).

Polikarpov, G.G. 1966. *Radioecology of aquatic organisms.* Reinhold Book Division, New York, N.Y.

Poston, T.M., R.W. Hanf, Jr., et M.A. Simmons. 1984. Toxicity of uranium to *Daphnia magna*. *Water Air Soil Pollut. 22*: 289–298.

Prestwich, W.V.J., J. Numes et C.S. Kwok. 1995. *RBE from a microdosimetry approach.* Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario (CCEA INFO-0593). *Radiat. Prot. Dosim. 75*: 175–179.

Rao, D.V., V.R. Narra, R.W. Howell, V.K. Lanka et K.S.R. Sastry. 1991. Induction of sperm head abnormalities by incorporated radionuclides: dependence on subcellular distribution, type of radiation, dose rate, and presence of radioprotectors. *Radiat. Res. 125*: 89–97.

Ravera, O. 1968. Molluscs. *In:* Proceedings of the Symposium on Mollusca. Part II. Euratom Biology Division, European Atomic Energy Community, Brussels. p. 295 (Contribution No. 295) [cité dans Blaylock et Trabalka, 1978].

Ribera, D., F. Labrot, G. Tisnerat et J.-F. Narbonne. 1996. Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Rev. Environ. Contam. Toxicol. 146*: 53–89.

Richardson, R. 1999. *Radiological environmental monitoring program information for major nuclear facilities in Canada.* Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario.

Røed, K.H., I.M.H. Eikelmann, M. Jacobsen et Ø. Pedersen. 1991. Chromosome aberrations in Norwegian reindeer calves exposed to fallout from the Chernobyl accident. *Hereditas 115*: 201–206.

Rose, K.S.B. 1992. Lower limits of radiosensitivity in organisms, excluding man. *J. Environ. Radioact. 15*: 113–133.

Rugh, R. et H. Clugston. 1955. Effects of various levels of X-irradiation on the gametes and early embryos of *Fundulus heteroclitus*. *Biol. Bull. 108*: 318.

Sample, B.E. et G.W. Suter. 1994. *Estimating exposure of terrestrial wildlife to contaminants.* Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, Tennessee. 59 pp. (ES/ER/TM-125).

Sample, B.E., M.S. Aplin, R.A. Efroymson, G.W. Suter II et C.J.E. Welsh. 1997. *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants.* Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee (ORNL/TM-13391).

Samuels, L.D. 1966. Effects of polonium-210 on mouse ovaries. Int. *J. Radiat. Biol. 11*: 117–129.

Searle, A.G., C.V. Beechey, D. Green et E.R. Humphreys. 1976. Cytogenetic effects of protracted exposures to alpha-particles from plutonium-239 and to gamma rays from cobalt-60 compared in male mice. *Mutat. Res. 41*: 297–310.

SENES Consultants Ltd. 1996. *Supporting document IV: Environmental and pathways analysis for the Stanleigh Mine Decommissioning Project*. Rapport pour Rio Algom Ltd., Elliot Lake, Ontario. Richmond Hill, Ontario.

Sheppard, M.I. 1980. *The environmental behavior of uranium and thorium*. Whiteshell Nuclear Research Establishment, Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba. 44 pp. (Rapport technique EACL-6795).

Sheppard, M.I., D.H. Thibault et J.E. Guthrie. 1982. Radiosensitivity and the role of *Pinus sylvestris* L. in the revegetation of radioactive disposal areas. *Environ. Exp. Bot. 22*: 193–198.

Sheppard, S.C. 1989. *Toxicity levels of arsenic and uranium in soils*. Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba (AECL Technical Report TR-480).

Sheppard, S.C. 1995. Parameter values to model the soil ingestion pathway. *Environ. Monit. Assess. 34*: 27–44.

Sheppard, S.C., W.G. Evenden et A.J. Anderson. 1992. Multiple assays of uranium toxicity in soil. *Environ. Toxicol. Water Qual. 7*: 275–294.

Sheppard, S.C., W.G. Evenden et R.J. Pollock. 1989. Uptake of natural radionuclides by field and garden crops. *Can. J. Soil Sci. 69*: 751–767.

Sparrow, A.H., C.H. Nauman, G.M. Donnelly, D.L. Willis et D.G. Baker. 1970. Radiosensitivities of selected amphibians in relation to their nuclear volume and chromosome volumes. *Radiat. Res. 42*: 353–371.

Sparrow, A.H., L.A. Schairer et G.M. Woodwell. 1965. Tolerance of *Pinus rigida* trees to a ten-year exposure to chronic gamma irradiation from cobalt-60. *Radiat. Bot. 5*: 7–22.

Straume, T. et A.L. Carsten. 1993. Tritium radiobiology and relative biological effectiveness. *Health Phys. 65*: 657–672.

Sullivan, M.F. 1980. Absorption of actinide elements from the gastrointestinal tract of neonatal animals. *Health Phys. 38*: 173–185.

Suter, G.W., II. 1993. *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan [cité dans Environnement Canada, 1997].

TAEM (Terrestrial & Aquatic Environmental Managers Ltd.). 1997. *McArthur River Project 1996 aquatic baseline program*. Saskatoon, Saskatchewan.

Tarzwell, C.M. et C. Henderson. 1960. Toxicity of less common metals to fish. *Ind. Wastes 5*: 52–67.

Templeton, W.L., R.E. Nakatani et E.E. Held. 1971. Radiation effects. *In*: *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 223–239.

Terres, J. K. 1982. *The Audubon Society encyclopedia of North American birds*. Alfred A. Knopf, New York, N.Y.

Thomas, P., J.W. Sheard *and* S. Swanson. 1992. Transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb through the lichen--caribou–wolf food chain of northern Canada. *Health Phys. 66*: 666–677.

Trabalka, J.R. et C.P. Allen. 1977. Aspects of fitness of a mosquitofish *Gambusia affinis* population exposed to chronic low-level environmental radiation. *Radiat. Res. 70*: 198–211.

Trapp, K.E. 1986. *Acute toxicity of uranium to waterfleas* (Daphnia pulex) *and bluegill* (Lepomis macrochirus). Environmental & Chemical Sciences, Inc., Aiken, South Carolina (Rapport ECS-SR-30).

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 1993. *Wildlife exposure factors handbook. Vols. I and II*. Office of Research and Development, Washington, D.C. (Report No. EPA/600/R-93/187a).

UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants). 1996. *Effects of radiation on the natural environment*. Vol. V92-53957. Nations Unies New York, N.Y.

Ward, E., S.A. Beach et E.D. Dyson. 1971. The effect of acute X-irradiation on the development of the plaice, *Pleuronectes platessa L. J. Fish Biol. 3*: 251 [cité dans Anderson et Harrison, 1986].

Weeks, H.P. et C.M. Kirkpatrick. 1976. Adaptations of white-tailed deer to naturally occurring sodium deficiencies. *J. Wildl. Manage. 40*: 610–625.

Weinberger, P. et T.C.S.S. Murthy. 1985. *Uranium uptake and its effects on the germination and early growth of some crop species*. Énergie atomique du Canada Limitée, Pinawa, Manitoba (Rapport technique EACL TRL 329).

Welander, A.D. 1954. Some effects of X-irradiation of different embryonic stages of the trout (*Salmo gairdnerii*). *Growth 18*: 227–255.

Welander, A.D., L.R. Foster, R.F. Foster, K. Bonham et A.H. Seymour. 1948. The effect of roentgen rays on the embryos and larvae of the chinook salmon. *Growth 12*: 203–242.

Whicker, F.W. and V. Schultz. 1982a. *Radioecology: Nuclear energy and the environment. Vols. I and II.* CRC Press, Boca Raton, Florida.

Whicker, F.W. et L. Fraley, Jr. 1974. *Effects of ionizing radiation on terrestrial plant communities. Advances in Radiation Biology 4.* Academic Press, 317 pp. [cité dans AIEA, 1992].

White, J.A. et J.W. Angelovic 1966. Tolerances of several marine species to Co-60 irradiation. *Chesapeake Sci. 7*: 36 [cité dans Chipman, 1972, in Anderson et Harrison, 1986].

Woodhead, A.D. et V. Pond. 1987. Effects of radiation exposure on fishes. *In*: J.M. Capuzzo et D.R. Kester (eds.), *Oceanic processes in marine pollution. Vol. 1. Biological processes and wastes in the ocean.* Robert E. Krieger Publishing, Malabar, Florida. pp. 157–180.

Woodhead, D.S. 1997. The report on "Effects of Radiation on the Environment" from UNSCEAR (Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants). *In*: *Symposium on Radiological Impacts from Nuclear Facilities on Non-human Species*, Ottawa, Ontario, 1-2 décembre 1996. Canadian Nuclear Society, Toronto, Ontario. pp. 109–119.

Woodhead, D.S. 1984. Contamination due to radioactive materials. In: O. Kinne (ed.) *Marine Ecology: a comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters.* Vol 5. Ocean management. Pt. 3. Pollution and protection of the seas — radioactive materials:1111–1287 John Wiley[cité dans NCRP, 1991].

Wrenn, M.E., L. Bertelli, P.W. Durbin, K.F. Eckerman, J.L. Lipsztein et N.P. Singh. 1995. *A biokinetic and dosimetric model for the metabolism of uranium*. Commission de contrôle de l'énergie atomique, Ottawa, Ontario. 79 pp. (INFO-0500).

Wrenn, M.E., P.W. Durbin, B. Howard, J. Lipsztein, J. Rundo, E.T. Still et D.L. Willis. 1985. Metabolism of ingested U and Ra. *Health Phys. 48*: 601–633.

Yuile, C.L. 1973. Animal experiments. *In*: H.C. Hodge, J.N. Stannard et J.B. Hursh (eds.), *Uranium, plutonium, transplutonic elements.* Springer-Verlag, New York, N.Y. pp. 165–196.

GLOSSAIRE

Becquerel (Bq) — unité SI d'activité nucléaire servant à mesurer le taux de décroissance d'une substance radioactive. Il est équivalent à la désintégration d'un noyau radioactif par seconde.

Benthos — synonyme d'invertébré benthique.

Biocinétique — l'apport, le transport et la distribution d'une substance dans un organisme après ingestion.

Biote pélagique —organismes aquatiques vivant dans la colonne d'eau d'un plan d'eau, plutôt que le long de la côte ou dans les sédiments du fond.

CANDU — réacteur canadien à deutérium-uranium, le nom du réacteur canadien qui utilise de l'uranium naturel modéré à l'eau lourde. CANDU est une marque de commerce déposée d'Énergie atomique du Canada Limitée.

CE_x — la concentration d'une substance estimée avoir un effet spécifique (par exe. : immobilisation, croissance réduite) sur x % des organismes testés. La durée du test doit être précisée.

CL_{50} — la concentration d'une substance estimée être létale pour 50 % des organismes testés pendant une période de temps précisée.

Coefficient de partage (K_d) — une mesure de la tendance d'un radionucléide particulier à s'associer en phases solides; défini comme le rapport de la concentration de la fraction particulaire du radionucléide à la concentration dans l'eau ($L \cdot kg^{-1}$ sédiment sec).

Coefficient de transfert (CT) — un taux qui combine le concept du taux de la concentration (sans unité) et le taux d'ingestion de l'organisme ($kg \cdot j^{-1}$) afin de prévoir la fraction de radionucléide dans la diète qui s'accumule quotidiennement ($j \cdot kg^{-1}$) dans le corps

Demie-vie — le temps requis pour que 50 % de l'activité d'un radionucléide se désintègre.

Désintégration radioactive — la diminution progressive du nombre d'atomes instables (radionucléides) dans une substance, pendant laquelle sont émis des particules ou des photons, ou les deux, causée par la désintégration nucléaire spontanée ou par la transformation en atomes différents.

DL_{50} — la dose qui cause la mortalité de 50 % des organismes testés.

Dose minimale à laquelle des effets nocifs sont observés (DMENO) — la dose la plus faible d'un test de toxicité qui ait causé des effets nocifs statistiquement significatifs par rapport au groupe témoin.

Dose minimale à laquelle des effets sont observés (DMEO) — la concentration à laquelle des effets écotoxiques deviennent apparents; le 5^{e} percentile de la concentration préalable.

Dose radiologique — la définition stricte de la dose radiologique est l'énergie, mesurée en gray (Gy), absorbée par unité de masse de tissus biologiques exposée au rayonnement ionisant.

Dose sans effet observé (DSEO) — la dose la plus forte d'un test de toxicité qui ne cause pas d'effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin.

Équation allométrique — équation fondée sur la croissance de l'organisme ou sur la croissance de ses besoins en énergie

Équilibre séculaire — l'équilibre atteint entre un nucléide père et un nucléide de filiation dans lequel le nucléide de filiation se désintègre au même rythme qu'il est produit. Le nucléide de filiation doit avoir une durée de vie beaucoup plus courte que celle du nucléide père. L'équilibre séculaire est atteint après une période équivalente à 6 à 10 demie-vies des nucléides de filiation. Voir aussi « désintégration radioactive ».

Facteur d'application— valeur par laquelle la valeur critique de la toxicité est divisée afin d'obtenir une valeur estimée sans effet observé.

Gray (Gy) — l'unité SI de la dose de rayonnement ionisant égale à 1 joule d'énergie de rayonnement par kilogramme de matière donnée.

Invertébré benthique — invertébré aquatique qui vit sur ou dans les sédiments.

Macrophyte — un membre des végétaux macroscopiques, dans un plan d'eau en particulier

Méthode de la concentration préalable (CP) — une méthode fondée sur les effets, applicable aux invertébrés benthiques, qui a recours aux données sur le terrain sur la présence simultanée dans les sédiments d'espèces benthiques et de différentes concentrations de polluants dans le but d'évaluer l'effet d'un polluant sur ces espèces.

Niveau d'effet grave — la concentration dans les sédiments qui pourrait éventuellement éliminer la plus grande partie des invergébrés benthiques, définie comme le 95^{e} percentile de la concentration préalable.

Nucléide de filiation — tout nucléide issu d'un autre nucléide par désintégration radioactive.

Photosynthèse — l'élaboration de matière organique (hydrate de carbone) à partir du bioxide de carbone et de l'eau avec l'aide de l'énergie lumineuse.

Phytoplancton — la composante végétale du plancton.

Prudent — une estimation prudente qui surestime la dose pour le biote.

Quotient de risque — une mesure de la toxicité potentielle calculée en divisant la valeur de l'exposition estimée (par ex. : dose totale de radiation) par la valeur estimée sans effet observé.

Rayonnement alpha — l'émission de particules alpha provenant du noyau d'un atome instable (radionucléide). Les particules ne pouvant transférer leur énergie qu'à une distance très courte et ne pouvant pénétrer la couche externe de la peau, le rayonnement alpha constitue un risque d'irradiation interne.

Rayonnement beta — l'émission d'électrons ou de positrons provenant du noyau d'un atome instable (radionucléide). Les particules beta peuvent pénétrer les tissus biologiques jusqu'à une profondeur de 1 à 2 cm. Il constitue un risque d'irradiation interne et externe

Rayonnement gamma — l'émission de photons (rayons gamma) qui portent de l'énergie mais aucune charge provenant d'un atome instable (radionucléide). Le rayonnement gamma est le rayonnement le plus pénétrant.

Réaliste — une estimation plus précise de la dose pour le biote.

Sievert (Sv) — l'unité SI de l'équivalent de dose. 1 Sv égale 1 joule par kilogramme. Voir aussi « désintégration radioactive ».

Taux de concentration (TC) — le taux de la concentration à l'état d'équilibre d'une substance dans un organisme due à l'absorption par contact avec l'eau de la concentration de cette substance dans l'eau du test ou le rapport de la constante de la vitesse d'absorption à la constante de dépuration, une cinétique du premier ordre étant supposée, ou les deux.

Test de toxicité aiguë —test de toxicité de courte durée en rapport avec la durée de vie de l'organisme testé (par exe. : habituellement = 4 jours pour les poissons).

Test de toxicité chronique —test de toxicité qui s'étend sur une partie importante de la durée de vie d'un organisme testé (par ex. : 10 % ou plus) et qui sert à examiner les effets sur les paramètres tels le métabolisme, la croissance, la reproduction et la survie.

Transfert linéique d'énergie (TLE) — le rythme de la perte d'énergie par unité de longueur de trajectoire.

UNSCEAR — Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants établi par l'Assemblée générale en 1955. Il soumet un rapport annuel à l'Assemblée générale et produit à intervalles réguliers des rapports globaux comportant des annexes scientifiques. Ces rapports ont eu une grande influence sur les normes de protection radiologique, par exemple celles de la Commission internationale de protection radiologique.

Valeur critique de la toxicité (VCT) — l'expression quantitative (par ex. : CE_{10}) d'un léger effet toxique sur la variable d'effet mesurée. Les VCT sont utilisées dans la caractérisation des risques pour le calcul d'une valeur estimée sans effet observé.

Zooplancton — la partie animale du plancton.

Tableau 1 : Résumé des études de toxicité de l'uranium rapportées dans la documentation

Méthode	Espèces	Critère d'effet	Dose	Référence
Cutané	Lapin	DL_{50}	0,13 g U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Rat	DL_{50}	1 g U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Cobaye	DL_{50}	4 g U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Souris	DL_{50}	16 g U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
Injection	Lapin	DL_{50}	0,1 mg U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Cobaye	DL_{50}	0,3 mg U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Rat	DL_{50}	1–2 mg U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Chien	DL_{50}	2 mg U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Souris	DL_{50}	20–25 mg U·kg^{-1} pc	Durbin et Wrenn (1975)
	Chien	diminution de >60 % du taux de filtration du rein	0,5 mg U·kg^{-1} pc	Leggett (1989)
	Rat	diminution de >60 % du taux de filtration du rein	10 mg U·kg^{-1} pc	Leggett (1989)
Alimentation long-terme	Rat	100 % mortalité	2–10 % U soluble pour 30 jours	Yuile (1973)
	Rat	aucune mortalité excessive	20 % U insoluble pour 30 jours	Yuile (1973)
	Lapin	DL_{50}	23 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Chien	DL_{50}	47 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Rat (mâle)	DL_{50}	1 070 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Souris (C3H)	DL_{50}	2 000 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Chien	pathologie du rein	9,4 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Maynard et Hodge (1949)
Inhalation	Lapin	DL_{50}	0,07 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Chien	DL_{50}	0,42 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	Cobaye	DL_{50}	1,7 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)
	souris (albinos)	DL_{50}	1,7 mg U·kg^{-1} pc·j^{-1}	Durbin et Wrenn (1975)

Tableau 2: Toxicité aiguë de l'uranium pour les poissons de la liste donnée dans Bird *et al.* (2000)

Espèces	Nom scientifique	Critère d'effet/stade de vie	Type de test	Conc. U ($mg \cdot L^{-1}$)	Dureté ($mg \cdot L^{-1}$)	Alcalinité ($mg \cdot L^{-1}$)	Référence
tête-de-boule	*Pimephales promelas*	mortalité	CL_{50} 96 h	2,8–3,1	20	–	Tarzwell et Henderson (1960)
truite saumonée	*Salvelinus fontinalis*	mortalité/adulte	CL_{50} 96 h	5,5	35,1	11	Parkhurst *et al.* (1984)
truite arc-en-ciel	*Oncorhynchus mykiss*	mortalité	CL_{50} 96 h	6,2	31	–	Davies (1980)
truite saumonée	*Salvelinus fontinalis*	mortalité	CL_{50} 96 h	8,0	31	–	Davies (1980)
truite saumonée	*Salvelinus fontinalis*	mortalité/adulte	CL_{50} 96 h	23	208	53	Parkhurst *et al.* (1984)
tête-de-boule	*Pimephales promelas*	mortalité	CL_{50} 96 h	135	400	–	Tarzwell et Henderson (1960)

Tableau 3 : Toxicité aiguë et chronique de l'uranium pour les invertébrés de la liste donnée dans Bird *et al.* (2000).

Espèces	Site	Critère d'effet	Conc. U ($mg \cdot L^{-1}$)	Dureté ($mg \cdot L^{-1}$)	Alcalinité ($mg \cdot L^{-1}$)	Référence
Ceriodaphnia dubia	reproduction/1-j stade larvaire	7-j chronique CE_{50}	0,003[2]	5	3	Pickett *et al.* (1993)
Ceriodaphnia dubia	mortalité/1-j stade larvaire	CL_{50} 48 h	0,073[2]	5	3	Pickett *et al.* (1993)
Hydra viridissima (hydra)	croissance	DMENO	0,5	–	–	Hyne *et al.* (1992)
4 espèces de cladocères	mortalité/1-j stade larvaire	CL_{50} 24 h	0,14–0,9	–	3,26	Bywater *et al.* (1991)
Daphnia pulex	mortalité/1-j stade larvaire	CL_{50} 48 h	0,22	3,1	0,3	Trapp (1986)
Daphnia magna	reproduction/1-j stade larvaire	test chronique long-terme DMENO	0,52	66–73	54–60	Poston *et al.* (1984)
Daphnia magna	mortalité/1-j stade larvaire	CL_{50} 48 h	74,3–29,6	188–205	124–133	Poston *et al.* (1984)

[1] Zooplancton crustacé sauf pour hydra.

[2] La valeur est la médiane de plusieurs tests effectués par deux laboratoires indépendants (Pickett *et al.*, 1993).

Tableau 4 : Résumé des VCT et VESEO calculées pour l'uranium dans la faune et le biote aquatique

Espèces	VCT	Facteur d'application	VESEO
Mammifères terrestres et oiseaux	0,31 $mg \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$	1	0,31 $mg \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$
Plantes terrestres	64 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sol	1	64 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sil
Invertébrés du sol	1 000 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sol	10	100 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sol
Poissons	2,8 $mg \cdot L^{-1}$	10	280 $\mu g \cdot L^{-1}$
Daphnia pulex	22 $\mu g \cdot L^{-1}$	1	22 $\mu g \cdot L^{-1}$
Ceriodaphnia dubia	3 $\mu g \cdot L^{-1}$	1	3 $\mu g \cdot L^{-1}$
Invertébrés benthiques	21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sédiment	1	21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps sédiment

Tableau 5 : Exposition de fond à l'uranium estimée pour des espèces représentatives de la Saskatchewan[1]

Espèces	Poids corporel (g)	Eau			Aliment				Sol/sédiment			Apport U total ($\mu g \cdot j^{-1}$)	Dose ($\mu g \cdot g^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$)	VESEO ($\mu g \cdot g^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$)	Quotient de risque
		Taux apport eau ($L \cdot j^{-1}$)	Conc. U dans eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	ApportU ($\mu g \cdot j^{-1}$)	Aliment	Apport total quotidien d'aliments ($g \cdot j^{-1}$)	Conc. U dans aliments ($\mu g \cdot g^{-1}$ ph)	Apport U ($\mu g \cdot j^{-1}$)	Apport total quotidien sol ($g \cdot j^{-1}$)	Conc. U dans séd./sol ($\mu g \cdot g^{-1}$ ph)	Apport U ($\mu g \cdot j^{-1}$)				
malard	883	0,16	0,35	0,04	insectes	26,2	1,970	52	0,9	8,86	8	75,8	0,09	0,31	0,28
					plantes	45,9	0,062	3	1,5	8,86	13				
balbuzard	1 725	0,26	0,35	0,06	meunier	321,2	0,100	32	6,4	8,86	57	88,9	0,005	0,31	0,17
renard roux	4 128	1,06	0,35	0,24	petits mammifères	565,1	0,008	5	15,8	0,91	14	19,1	0,04	0,31	0,02
vison	578	0,18	0,35	0,04	poissons	135,7	0,100	14	2,7	8,86	24	37,5	0,06	0,31	0,21
rat musqué	1 300	0,38	0,35	0,09	macrophytes	212,6	0,062	13	10,6	8,86	94	107	0,08	0,31	0,27

[1] Les données proviennent de plusieurs sources. Là où c'était possible, les données sur le nord de la Saskatchewan ont été préférées à celles des autres endroits.

Tableau 6 : Effets possibles de l'uranium dans le bassin versant de la région de la rivière Serpent/Lac Elliot sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote

	Lac Hough	Ten Mile	Lac Dunlop	Lac McCabe	Lac Quirke	Lac Kindle	Lac Elliot A	Lac Elliot B	Lac Whiskey
Concentrations U (VEE)									
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	1,7	0,5	0,5	7	15,3	8,1	3	0,7	7,2
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	89,5	13	39,3	164.6	76,2	46,7	282	282	78,3
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	8,4	51	4,46	–	0,65	0,65	0,5
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	0,0095	1,45	–	–	–	–	–
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	–	–	–	–	–	–	–	–	–
petit mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Quotients de risque(QR)[1]									
malard	0,22	0,03	0,40	0,69	0,33	0,19	0,67	0,65	0,25
balbuzard	0,28	0,04	**5,3**	**32**	**3,0**	0,15	**1,28**	**1,27**	0,56
vison	0,35	0,05	**6,7**	**41**	**3,8**	0,20	**1,61**	**1,61**	0,70
rat musqué	0,61	0,09	0,27	**1,9**	0,55	0,33	**1,92**	**1,91**	0,54
Ceriodaphnia (zooplancton)	0,57	0,17	0,17	**2,3**	**5,1**	**2,7**	1,0	0,23	**2,4**
Daphnia (zooplancton)	0,08	0,02	0,02	0,32	0,70	0,37	0,14	0,03	0,33
invertébrés benthiques	**4,3**	0,6	**1,9**	**8**	**3,6**	**2,2**	**13,4**	–	**3,7**
poissons	0,01	0,002	0,002	0,03	0,05	0,03	0,01	0,003	0,03

[1] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $ph \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 7 : Effets possibles de l'uranium dans la région du lac Beaverlodge sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote

	Lac Beaverlodge	Lac Dubyna A	Lac Dubyna B	Ace Creek AC-14	Lac Greer[1]	Lac Marie
Concentration U (VEE)						
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	168	333	90	59	–	1 155
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	397	454	454	37	2 120	414
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	–	–	–	–	–	–
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–
Quotients de risque (QR)[2]						
malard	**2,6**	**4,4**	**2,0**	0,69	**4,8**	**13**
balbuzard	**1,6**	**1,8**	**1,5**	0,19	**6,6**	**2,7**
renard roux	–	–	–	–	–	–
vison	**2,1**	**2,4**	**1,9**	0,26	**8,3**	**3,9**
rat musqué	**3,0**	**3,7**	**3,2**	0,36	**14,4**	**4,9**
Ceriodaphnia (zooplancton)	**56,0**	**111**	**30**	**20**	–	**385**
Daphnia (zooplancton)	**7,6**	**15**	**4,1**	**2,7**	–	**53**
invertébrés benthiques	**19**	**22**	–	**1,8**	**70–164**	**11–36**
poissons	0,6	**1,19**	0,32	0,21	–	**4,1**

[1] Les QR sont fondés sur la voie des sédiments.

[2] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 8 : Effets possibles de l'uranium dans la région du projet du lac Cluff sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote

	Lac Island	Lac Snake	Lac Cluff
Concentration U (VEE)			
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	197	5,6	0,18
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	701	25,5	42,3
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,31	–	0,18
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	12,9	0,22	2,07
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	19	19	19
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,13	0,13	0,13
Quotients de risque (QR)[1]			
malard	**5,2**	0,15	0,46
balbuzard	**1,7**	0,09	0,24
renard roux	0,4	0,25	0,24
vison	**2,2**	0,11	0,31
rat musqué	**10,4**	0,30	**1,41**
Ceriodaphnia (zooplancton)	**66**	**1,9**	0,06
Daphnia (zooplancton)	**9,0**	0,25	0,008
invertébérés benthiques	**33**	**1,2**	**2**
poissons	0,7	0,02	0,001

[1] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 9 : Effets possibles de l' uranium dans la région du projet du lac Rabbit sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote

	Lacs Link				Baie de Pow Wow	Baie de Hidden	Lac Horseshoe[1]	Pointe Eagle de la baie de Collins	Maxima[1] du bassin régional
	SO – Aéroport Cehmin[1]	SI – Barrage de décantation 1984[1]	SI – Barrage de décantation 1985[1]	Lacs Upper Link 1980[1]					
Concentration U (VEE)									
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	–	–	–	–	0,52	0,7	–	1,21	–
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	3 600	4 000	1 690	5 650	11,7	35,2	2 040	25,3	520
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	0,006	–	0,004	–
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	0,42	1,88	–	0,46	–
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	–	–	–	–	–	–	–	–	–
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Quotient de risque (QR)[2]									
malard	**8,2**	**9,1**	**4,3**	**13**	0,10	0,41	**4,6**	0,14	**1,2**
balbuzard	**11,1**	**12,4**	**6,1**	**18**	0,04	0,11	**6,3**	0,07	**1,6**
renard roux	–	–	–	–	–	–	–	–	–
vison	**14,0**	**16**	**8**	**22**	0,05	0,14	**8**	0,08	**2,0**
rat musqué	**25**	**27,2**	**13,3**	**38**	0,31	**1,26**	**14**	0,39	**3,5**
Ceriodaphnia (zooplancton)	–	–	–	–	0,17	0,23	–	0,4	–
Daphnia (zooplancton)	–	–	–	–	0,02	0,03	–	0,06	–
invertébrés benthiques	**171**	**191**	**93**	**269**	0,6	**1,7**	**97**	1	**25**
poissons	–	–	–	–	0,002	0,003	–	0,004	–

[1] Les QR sont fondés sur les concentrations U des sédiments seulement.

[2] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 10 : Effets possibles de l' uranium dans la région du projet du lac Key sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations d'uranium dans l'eau, dans les sédiments et le sol et dans le biote

	Lac Horsefly[1]	Lac McDonald	Little McDonald[1]	Delta	David Creek	maximum de base
Concentration U (VEE)						
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	–	1,7	–	2,2	2	5,4
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	3 020	171	472	4,8	212	12
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	0,003
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	0,15	–	–	0,18	0,46
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	45	45	45	45	45	2,1
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065	0,065
Quotients de risque (QR)[2]						
malard	**7**	0,4	**1,1**	0,03	0,5	0,2
balbuzard	**9**	0,8	**1,6**	0,02	0,07	0,0
renard roux	0,6	0,6	0,6	0,61	0,6	0,0
vison	**12**	**1,1**	**1,8**	0,02	0,8	0,0
rat musqué	**21**	**1,2**	**3,2**	0,04	**1,5**	0,3
Ceriodaphnia (zooplancton)	–	0,57	–	0,73	0,67	**1,8**
Daphnia (zooplancton)	–	0,08	–	0,10	0,09	0,2
invertébrés benthiques	**144**	**8,1**	**22**	0,2	**10**	0,6
poissons	–	0,01	–	0,01	0,01	0,01

[1] Les QR sont fondés sur la voie des sédiments seulement.

[2] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps de sédiments pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 11 : Effets possibles de l'uranium sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons aux concentrations de fond maximum mesurées dans l'eau, les sédiments, les poissons, les macrophytes, le sol et les petits mammifères dans la région des lacs Cigar, McClean, Midwest Joint Venture et de la rivière McArthur

Concentrations U maximum (VEE)		**Quotient de risque différentiel (QR)**[1]	
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	5,4	malard	0,16
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	3,5	balbuzard	0,04
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,003	renard roux	0,04
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,46	vison	0,06
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	2,1	rat musqué	0,34
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	0,01	*Ceriodaphnia* (zooplancton)	**1,8**
		Daphnia (zooplancton)	0,25
		invertébrés benthiques	**1,7**
		poissons	0,02

[1] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 12 : Effets possibles de l'uranium dans les raffineries d'uranium et les installations de gestion des déchets sur la faune, le zooplancton crustacé, les invertébrés benthiques et les poissons selon les concentrations moyennes d'uranium dans l'eau, les sédiments et le sol et le biote

	Blind River[1]	Port Hope Harbour	Port Granby A[1,2]	Port Granby B[1,2]	Port Granby C[1,2]	Welcome A[1]	Welcome B[1]
Concentration U (VEE)							
eau ($\mu g \cdot L^{-1}$)	0,6	10	900	100	170	21	85
sédiment ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	–	1 280	–	–	–	–	–
poissons ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	0,2	–	–	–	–	–
macrophytes ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	8,12	–	–	–	–	–
sol ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	2,57	–	45	45	45	44	44
petits mammifères ($mg \cdot kg^{-1}$ ph)	–	–	–	–	–	–	–
Quotients de risque (QR)[3]							
malard	0,01	**4,4**	**9,2**	0,1	**1,7**	0,22	0,87
balbuzard	0,00	**4,0**	**1,1**	0,01	0,22	0,03	0,11
renard roux	0,04	0,74	**1,3**	0,58	0,72	0,58	0,64
vison	0,00	**5,0**	**1,8**	0,02	0,34	0,04	0,17
rat musqué	0,00	**13,1**	**1,6**	0,02	0,30	0,04	0,15
Ceriodaphnia (zooplancton)	0,20	**3,3**	**300**	**33**	**57**	**7**	**28,3**
Daphnia (zooplancton)	0,03	0,45	**40,9**	4,5	**7,7**	0,95	**3,86**
invertébrés benthiques	–	**61**	–	–	–	–	–
poissons	0,002	0,04	**3,2**	0,36	0,04	0,08	0,30

[1] Les QR n'incluent pas l'U des sédiments.

[2] Port Granby A est l'entrée de la décharge de trop-plein de East Reservoir, alors que Port Granby B est le point d'entrée d'eau dans le lac Ontario au 24 janvier 1993. Port Granby C est à 10 m à l'ouest du point d'entrée du lac Ontario au 5 janvier 1993.

[3] Les VESEO étaient de 0,31 mg $U \cdot kg^{-1}$ $pc \cdot j^{-1}$ pour la faune, de 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Ceriodaphnia*, de 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia*, de 21 $mg \cdot kg^{-1}$ ps pour les invertébrés benthiques et de 280 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons. Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 13 : Effets potentiels des concentrations maximum d'uranium récentes mesurées dans le sol près de la raffinerie d'uranium de Port Hope

	Concentration U maximum ($mg \cdot kg^{-1}$ ps)	
	52[1]	90[2]
QR réaliste pour les plantes terrestres	0,81	**1,41**
QR prudent pour les invertébrés du sol	0,52	0,90

[1] Bureau de gestion des déchets faiblement radioactifs (1995).

[2] Kinch et McLaughlin (1998). Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 14 : Limites inférieures des effets de l'exposition aux rayonnements rapportées dans les revues internationales[1]

Source	Critère d'effet	Débit de dose	Mammifères	Oiseaux	Amphibiens	Reptiles
UNSCEAR (1996)	mortalité	aiguë	1,6–16 Gy	5 Gy	adultes: 2–22 Gy têtards: 0.1 Gy	2–22 Gy
	reproduction	chronique	0,9 $Gy \cdot a^{-1}$	0,05 $Gy \cdot a^{-1}$	2 $Gy \cdot a^{-1}$	2 $Gy \cdot a^{-1}$
	embryotoxicité	chronique	0,9 $Gy \cdot a^{-1}$	70 $Gy \cdot a^{-1}$	–	–
AEIA (1992)	mortalité ($DL_{50/30}$)	aiguë	0,1 Gy	0,1 Gy	0,1 Gy	0,1 Gy
	reproduction	chronique	0,4 $Gy \cdot a^{-1}$	0,4 $Gy \cdot a^{-1}$	0,4 $Gy \cdot a^{-1}$	0,4 $Gy \cdot a^{-1}$
Rose (1992)	tous les effets	chronique	1 $Gy \cdot a^{-1}$	1 $Gy \cdot a^{-1}$	1 $Gy \cdot a^{-1}$	1 $Gy \cdot a^{-1}$

[1] Les valeurs sont ou bien les plus faibles rapportées ayant un effet ou bien les limites auxquelles les auteurs suggèrent que l'effet ne sera pas observé.

Tableau 15 : Effets des doses aiguës de rayonnements sur la survie aux premiers stades de la vie des poissons exprimés en une DL_{50} en Gy

DL_{50}[1]	Espèces	Source de radiation	Référence
0,16 (150 jours)	*Oncorhynchus kisutch* (stade unicellulaire)	Rayon X	Bonham et Welander (1963)
0,58 (55 jours)	*Salmo gairdneri* (stade unicellulaire)	Rayon X	Welander (1954)
0,9	*Pleuronectes platessa* (embryons)	Rayon X	Ward *et al.* (1971)
3,0	*Salmo gairdneri* (stade 32 cellules)	Rayon X	Welander (1954)
5,0	*Salmo gairdneri* (embryon tardif)	Rayon X	Welander (1954)
11,2 (30 jours)	*Fundulus heteroclitus* (postlarvaire)	^{60}Co	White et Angelovic (1966)
25 (60 jours)	*Oncorhynchus tshawytscha* (embryons)	Rayon X	Welander *et al.* (1948)

[1] Le nombre de jours entre parenthèses est le nombre de jours après l'exposition à laquelle la DL_{50} a été établie.

Tableau 16 : Résumé des VESEO utilisées pour évaluer la toxicité potentielle de l'exposition du biote autre qu'humain aux rayonnements près des installations nucléaires canadiennes

Taxons	**VESEO réalistes ($Gy \cdot a^{-1}$)**
poissons	0,2
invertébrés benthiques	0,6
algues	0,88
macrophytes	0,88
amphibiens	0,08
petits mammifères	0,4
plantes terrestres	0,88
invertébrés terrestres	0,88

Tableau 17 : Facteurs de concentration maximum et moyennes géométriques (MG) ($L \cdot kg^{-1}$ ph) entre l'eau et le biote pour prévoir les concentrations de radionucléides dans le biote à partir des concentrations aqueuses de radionucléides

	Poissons		Algues		Macrophytes	
	MG	Maximum	MG	Maximum	MG	Maximum
^{3}H	1	1	1	1	1	1
^{60}Co	14	650	950	30 000	790	15 000
^{90}Sr	240	8 000	135	600	135	2 167
^{134}Cs	76	26 432	16	2 672	49	21 200
^{137}Cs	76	26 432	16	2 672	49	21 200
^{144}Ce	100	1 000	100	1 000	100	1 000
^{106}Ru	3	30	755	10 000	100	1 000
^{230}Th	9	30	250	36 000	500	72 000
^{226}Ra	6	196	755	3 500	1 560	6 900
^{222}Rn	1	1	1	1	1	1
^{210}Pb	8	140	75	10 800	100	1 400
^{210}Bi	15	2 160	3,75	540	7,5	2 160
^{210}Po	42	166	125	18 000	250	36 000
^{228}Th	9	30	250	36 000	500	72 000
^{224}Ra	6	196	755	3 500	1 560	6 900
^{232}Th	9	30	250	36 000	500	72 000
^{228}Ra	6	196	755	3 500	1 560	6 900
^{238}U	1,24	38	89	158	175	400

Tableau 18 : Plage de valeurs de l'efficacité biologique relative (EBR) du tritium (HTO) pour diverses variables d'effet (données extraites de Straume et Carsten, 1993)

Variable d'effett	Plage d'EBR	Nombre d'études
carcinogénèse	~1 à 1,8	6
variables d'effets génétiques	~1 à 2,9	13
effets sur le développement et effets connexes	1,3 à 2,6	3
effets sur la reproduction	1,4 à 2,9	5

Tableau 19 : Quotients de risque (QR) réalistes calculés pour la toxicité potentielle des radionucléides rejetés par les mines et les usines d'extraction dans l'environnement

	Système de la rivière Serpent		Région du lac Cluff	Région du lac Rabbit				Région du lac Key	Région du lac Beaverlodge	Maximum des régions minières de point zéro[2]
	Maxima des lacs de la région	Lac Quirke[1]		Maxima des lacs de la région	Lac Horseshoe[1]	Baie Collins[1]	Lac Wollaston[1]			
poissons	0,52		0,67	0,17				**1,2**	**5,6**	**1,1**
invertébrés bentiques	**3**		**1,4**	**7,4**	**3,8**	0,17		0,59	**41**	0,20
algues	0,58	0,12	0,08	**13**			0,02	0,19	**6,1**	0,54
macrophytes	**1,18**	0,35	0,65	**26**			0,04	0,07	**12**	0,05
invertébrés du sol			0,37					0,0004		0,91
invertébrés de la litière								0,12[3]		
								34[4]		
								3,4[5]		
petits mammifères (campagnols)								0,32[3]		0,34
								3,9[4]		
								2,2[5]		
végétation								0,13[3]		
								1,86[4]		
								0,31[5]		
bleuets										0,90
thé du Labrador										0,77
lichen								0,21		0,04

[1] Les lacs de la région sont séparés pour montrer l'extension spatiale des effets potentiellement nocifs sur divers taxons.

[2] Les données pour les régions minières des lacs Cigar et McClean, Midwest Joint Venture et de la rivière McArthur sont d'avant l'extraction ou la concentration du minerai, ou des deux. Le QR de 1,1 provient de la région du projet Midwest Joint Venture.

[3] Poste de contrôle Site 1.

[4] Site 2 au sud-est de l'installation de gestion des déchets hors terre.

[5] Site 3 au sud du lac Gerald, reçoit du concentré uranifère et de la poussière de minerai des installations des mines et des concentrateurs.

Tableau 20 : Dose de rayonnement et quotients de risque (QR) prudents pour une souris exposée à des émissions de ^{222}Rn dans l'atmosphère des mines d'uranium et des installations de gestion des résidus

Endroit	Date	^{222}Rn ($Bq \cdot m^{-3}$)	Dose[1] ($mGy \cdot a^{-1}$)	QR[2]	Commentaire
Mines d'uranium					
Lac Elliot	1984 à 1985	34,04	0,66	0,002	site des résidus D11
		4,81	0,093	0,0002	valeur de fond
Lac Rabbit	1989	185	3,58	0,009	EM3
	1991	48,1	0,93	0,002	EM5
Lac Cluff	1996	1 716,9	33	0,083	zone de broyage
	1997	62,9	1,22	0,003	site 14 centre Cluff à l'échantillonneur d'air à haut volume
Lac Key	1985	11	0,21	0,001	
	1997	2	0,039	0,0001	
Lac McClean	1997	49,1	0,95	0,002	
Projet Midwest Joint Venture	1989	270,1	5,225	0,013	
	1989	26 932,3	521,04	**1,3**	échappement de mine
	1997	29,9	0,58	0,001	
Lac Cigar	1899	7,4	0,14	0,0004	valeur de fond
Zone de gestion des déchets					
Welcome	1994	360	6,97	0,017	barrière nord-est

[1] Un FCD de 0,000 264 a servi à convertir les $Bq \cdot m^{-3}$ à des $Gy \cdot a^{-1}$ au moyen d'un facteur de pondération d'EBR de 40 pour le rayonnement alpha dans le calcul de la dose de rayonnement.

[2] Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.

Tableau 21 : Quotients de risque (QR)[1] calculés pour les rejets de radionucléides des raffineries d'uranium et des installations de gestion des déchets

	Affineries		**Installations de gestion des déchets**					
	Blind River	Port Hope Harbour	Port Granby	Welcome	Laboratoires de Chalk River			
					Rivière des Outaouais	Ruisseau East Swamp	Inlet 2 du lac Perch	Duke Swamp[2]
mammifères	–	–	–	–	–	–	–	**3,2**
poissons	0,29[3]	1,0	0,1	0,31	0,003	**4,8**	0,17[3]	–
amphibiens	–	–	–	–	–	–	–	0,5
invertébrés benthiques	–	5,1	–	–	7×10^{-5}[4]	–	–	**4,6**
algues	0,11[3]	0,24	0,26	0,14	0,0004[3]	0,74	0,13[3]	–
macrophytes	0,27[3]	0,49	0,53	0,36	0,002[3]	0,72	0,09[3]	–

[1] Les QR supérieurs à un sont en caractères gras.
[2] Données de EACL (1999).
[3] QR prudentes; les autres valeurs sont des QR réalistes.
[4] Dose de rayonnement établie selon les concentrations de radionucléides dans le sable de la plage.

Tableau 22: Quotients de risque (QR) prudents, sauf pour les valeurs marquées d'un R (réaliste), pour la toxicité potentielle des radionucléides rejetés par les centrales nucléaire (CN)

	CN Pickering	CN Darlington	CN Bruce	CN Gentilly	CN Pointe Lepreau
poissons	0,0004 R	0,0001 R	0,001 R	0,003 R	0,19 R
invertébrés benthiques	4×10^{-6} R	$1,0 \times 10^{-6}$ R	$9,7 \times 10^{-6}$	0,0001 R	0,0001 R
algues	0,002	0,0002	0,0001	–	0,005
macrophytes	0,001	0,001	0,0003	0,001	0,001